

00381



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

ECOLOGÍA DEL HÁBITAT DE LA GALLINA DE
MONTE COLUDA (*Dendrortyx macroura*):
PATRONES ESPACIALES DE ABUNDANCIA Y
USO EN UN BOSQUE DE CONÍFERAS SUJETO A
MANEJO FORESTAL

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
DOCTOR EN CIENCIAS (BIOLOGÍA)

PRESENTA

JOSÉ GILBERTO CHÁVEZ LEÓN

DIRECTOR DE TESIS: DR. ALEJANDRO VELÁZQUEZ MONTES

MÉXICO, D. F.

JUNIO, 2004



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA

AGRADECIMIENTOS

Al Doctor Alejandro Velázquez Montes, director de mi tesis, por su ayuda y apoyo durante el desarrollo de este doctorado.


Al Doctor Gerardo Bocco Verdinelli y la Doctora María del Coro Arizmendi Arriaga, quienes fungieron como miembros de mi comité tutorial y enriquecieron este trabajo con sus acertadas observaciones.

A los miembros de mi jurado doctoral, Dr. Adolfo Gerardo Navarro Sigüenza, Dr. Víctor Sánchez Cordero Dávila y Dr. Rodrigo Medellín Legorreta por sus comentarios, y especialmente al Dr. Guillermo Ibarra Manríquez por su tiempo y sugerencias para mejorar esta tesis.

A la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, que amablemente dio permiso para trabajar en sus terrenos comunales por medio del Ing. Ambrosio Rodríguez Echevarría. Al Ing. Roberto Ezquivel, técnico de la comunidad, quien apoyó logísticamente durante el trabajo de campo.

Al Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, que me otorgó facilidades para la obtención del doctorado y apoyó la realización del trabajo de campo (proyecto INIFAP 1475).

Al Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, A. C. (FMCN proyecto B-1-97/004), a la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM-DGPA proyectos IN101900 y IN210599) y a la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO proyecto R092), que concedieron apoyo financiero total o parcial durante la realización de este trabajo de tesis.

Autorizo a la Dirección General de Bibliotecas de la UNAM a difundir en formato electrónico e impreso el contenido de mi trabajo recepcional.
NOMBRE: JOSE GILBERTO CHÁVEZ LEÓN
FECHA: 3 JUNIO 2004
FIRMA: 



Gallina de Monte Coluda (*Dendrortyx macroura*)

CONTENIDO

RESUMEN	1
ABSTRACT	1
CAPÍTULO 1	
INTRODUCCIÓN	2
<i>Antecedentes</i>	15
<i>Hipótesis</i>	18
<i>Objetivos</i>	19
<i>Objetivo general</i>	19
<i>Objetivos particulares</i>	19
CAPÍTULO 2	
ZONA DE ESTUDIO	20
<i>Ubicación geográfica</i>	21
<i>Geomorfología</i>	21
<i>Clima</i>	21
<i>Vegetación</i>	24
<i>Fauna Silvestre</i>	24
<i>Actividades Humanas</i>	25
CAPÍTULO 3	
ABUNDANCE AND DISTRIBUTION OF THE LONG-TAILED WOOD-PARTRIDGE (<i>Dendrortyx macroura</i>) IN A TEMPERATE CONIFEROUS FOREST	26
<i>Abstract</i>	27
<i>Introduction</i>	27
<i>Study Area and Methods</i>	28
<i>Results</i>	32
<i>Discussion</i>	36
<i>Acknowledgments</i>	37
<i>Literature Cited</i>	37
CAPÍTULO 4.	
HABITAT ASSOCIATIONS OF THE LONG-TAILED WOOD-PARTRIDGE (<i>Dendrortyx macroura</i>) IN A MANAGED CONIFEROUS FOREST IN MICHOACÁN, MEXICO	40
<i>Abstract</i>	41
<i>Introduction</i>	42
<i>Study Area</i>	43
<i>Methods</i>	46
<i>Results</i>	50
<i>Discussion</i>	54
<i>Conservation Implications</i>	55
<i>Acknowledgments</i>	56
<i>References</i>	56
CAPÍTULO 5.	
DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES GENERALES	61
<i>Patrones de abundancia y densidad</i>	62

<i>Patrones de uso del hábitat</i>	64
<i>Rareza y vulnerabilidad</i>	66
<i>Impacto del manejo forestal</i>	67
<i>Conclusiones</i>	68

BIBLIOGRAFÍA GENERAL	70
----------------------------	----

ANEXOS.

A. Método de Evaluación de Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres de México	89
B. Aplicación del método de evaluación del riesgo de extinción de las especies silvestres de México (MER) para <i>Dendrortyx macroura</i>	91
C. Propuesta de reclasificación de <i>Dendrortyx macroura</i> . en la NOM-059-2001	92

RESUMEN

Los efectos de la perturbación por causas humanas en la abundancia y uso del hábitat de las especies de aves con distribución restringida, como *Dendrortyx macroura*, han sido escasamente investigados. El primer objetivo de este trabajo fue estimar la abundancia, densidad poblacional y distribución de *D. macroura* en un bosque templado de coníferas bajo explotación en Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, México. El segundo objetivo fue evaluar el uso del hábitat de esta especie a escala de micro y macrohábitat. La abundancia relativa promedio fue de 0.31 ± 0.03 individuos/unidad de muestreo y la densidad media poblacional fue de 20.9 individuos/km² (rango 12.6 – 34.6) con una abundancia estimada de 2,679 individuos (rango 1,619 – 4,434). La mayor abundancia relativa de *D. macroura* se estimó en comunidades vegetales cuya asociación principal es *Pinus pseudostrobus* – *Ternstroemia pringlei*; esta asociación vegetal fue también la más usada de lo esperado en relación con su extensión. A escala de microhábitat, esta codorniz alcanza su máxima abundancia cuando los valores de altitud, cobertura del dosel arbóreo, la hojarasca y el relieve del suelo son intermedios. Esto indica que a escala de microhábitat, aparece como una especie generalista en respuesta a la distribución de las asociaciones vegetales a lo largo de un gradiente de uso del hábitat. Por el contrario, a escala de macrohábitat responde como especie restringida a un tipo de vegetación y en particular a una asociación vegetal en bosques sujetos a explotación forestal.

ABSTRACT

Restricted distribution species, like *Dendrortyx macroura*, are more sensitive to habitat disturbance by human causes than species with a broad distribution. Little is known about the effects of human disturbance on the abundance and habitat use of restricted bird species. The first objective of this work was to estimate the abundance, population density and distribution of *D. macroura* in a temperate conifer forest under exploitation in Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacan, Mexico. The second objective was to evaluate micro and macrohabitat use. Average relative abundance was 0.31 ± 0.03 individual/point count and mean population density was 20.9 individuals/km² (range 12.6 – 34.6) with an estimated abundance of 2,679 individuals (range 1,619 – 4,434). The highest relative abundance was found in the *Pinus pseudostrobus* – *Ternstroemia pringlei* plant association, which was also more used than expected by *D. macroura* in relation to its extent. This quail reaches high abundances when values of microhabitat variables (altitude, canopy tree cover, litter cover, and relief) are intermediate, and appears as a generalist in response to the distribution of the plant associations along a habitat use gradient. At the macrohabitat level, it responds as a species restricted to one vegetation type, and particularly to one plant association in forests under exploitation.

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

Las actividades humanas han ocasionado que la Tierra se encuentre al borde de lo que se considera como una crisis biótica (Wilson 1988, Ehrlich 1988, Vitousek *et al.* 1997, Shear McCann 2000, Myers y Knoll 2001, Novaceck y Cleland 2001) y se espera que en el corto plazo se incremente la cantidad de especies que se perderán (Wilson 1992, Myers 1993, Woodruff 2001). A largo plazo, estas extinciones no sólo alterarán la diversidad biológica, sino también procesos básicos evolutivos con consecuencias que probablemente persistirán por millones de años (Myers y Knoll 2001). La diversidad biológica se define como la variación de los seres vivos en todos los niveles de organización, desde los genes dentro de una población local o especie, hasta las especies que componen toda o parte de una comunidad, y finalmente hasta las comunidades mismas que componen las partes vivientes de los múltiples ecosistemas del mundo (Wilson 1997). Los posibles resultados de la afectación de los procesos evolutivos por las extinciones masivas actuales podrían incluir una homogenización de biotas, la proliferación de especies oportunistas y un incremento en la especiación entre organismos que prosperan en ecosistemas perturbados por causas humanas (Myers y Knoll 2001)

Este proceso de pérdida de la diversidad biológica ha causado amplios cambios en la distribución de los organismos y se considera similar en magnitud a las cinco extinciones masivas registradas en tiempos geológicos (Raup 1988, Myers 1994, Ehrlich y Ehrlich 1981, Wilson 1988, Chapin *et al.* 2000). Una extinción masiva se caracteriza como una disminución excepcional de la diversidad biológica, de tamaño sustancial y de extensión global y que afecta un amplio rango de grupos taxonómicos en un período corto de tiempo (Jablonski 2001). A diferencia de las anteriores extinciones masivas, la actual está sucediendo en un período geológicamente muy corto (quizás varios siglos o un milenio) y se caracteriza por la fragmentación y pérdida de hábitats con impactos muy variables para diferentes ambientes y regiones del Mundo (Novaceck y Cleland 2001) y cuya causa primaria es el ser humano (Vitousek *et al.* 1997). La densidad de la población humana es ahora más de 30 veces la predicha para un mamífero omnívoro de su tamaño y que usa más del 40% de la producción terrestre primaria para sus propios fines (Vitousek *et al.* 1997, Woodruff 2001).

Se considera que las amenazas actuales a la biodiversidad provocadas por las actividades económicas del ser humano incluyen la contaminación ambiental, la sobreexplotación de recursos naturales, el cambio climático, la perturbación de los ciclos biogeoquímicos, la introducción de especies invasoras, la pérdida y fragmentación del hábitat a través de cambios de uso del suelo, y la perturbación de la estructura de las comunidades (Vitousek *et al.* 1997, Novaceck y Cleland 2001, Woodruff 2001). Basados en escenarios de cambio de dióxido de carbono atmosférico, clima, vegetación y uso del suelo, así como en la sensibilidad de la biodiversidad a estos cambios, Sala *et al.* (2000) clasificaron la importancia de los agentes de cambio y de los biomas esperados para el año 2100, así como las mayores fuentes de incertidumbre. Estos autores concluyeron que las causas que probablemente afectarán en mayor medida a los ecosistemas terrestres serán el cambio de uso del suelo, seguido por el cambio climático, la deposición de nitrógeno, el intercambio biótico y concentraciones elevadas de dióxido de carbono atmosférico.

Se espera que el cambio climático altere la distribución y abundancia de muchas especies. McLaughling *et al.* (2002) demostraron que la extinción de dos poblaciones de mariposas aisladas por pérdida del hábitat en California, fue acelerada por un incremento de la variabilidad en la precipitación, un fenómeno predicho por modelos de cambio climático global.

Los modelos del efecto del cambio climático en el rango geográfico de 1,870 especies de aves, mamíferos y mariposas de México, desarrollados por Peterson *et al.* (2002), predicen un recambio de más del 40% de las especies en algunas comunidades locales, incluyendo extinciones y drásticas reducciones en sus áreas de distribución para el año 2055. El cambio climático también ha afectado los patrones fenológicos de las aves migratorias, como lo demuestra el estudio de Cotton (2003); basado en datos de 30 años, este autor detectó una correlación entre el aumento de la temperatura invernal en África sub-sahariana y el aumento de la temperatura de verano en Oxfordshire, Inglaterra, con un adelanto de 8 días en las fechas de partida y llegada de 20 especies de aves migratorias. Estos resultados permitieron relacionar eventos de cambio climático en las áreas de invernación tropicales con las zonas de reproducción en la región templada.

Los enfoques tradicionales para la conservación concentran sus acciones y recursos en unos pocos animales grandes, carismáticos y en riesgo (Ehrlich 1988). Estas iniciativas para especies individuales son importantes para elevar la conciencia pública y mitigar amenazas específicas, pero raramente confrontan los problemas fundamentales a gran escala asociados con la pérdida general de la diversidad biológica. Igualmente, los programas de reproducción en cautiverio y reintroducción, aunque algunas veces son imprescindibles, pueden atender sólo una fracción de las especies bajo amenaza (Conway 1988). Por esta razón, los programas de conservación actuales deben enfocarse hacia los ecosistemas (Scott y Csuti 1997). La cuestión clave con este enfoque es preguntarse en dónde se encuentran los ecosistemas y si algunos son más importantes que otros (Myers 1994, 1997).

Los ecosistemas y la diversidad biológica no se distribuyen de manera homogénea, por lo tanto, un enfoque eficiente para su conservación es identificar áreas prioritarias globales cuya conservación aseguraría la supervivencia y evolución continua de una alta proporción de la biota mundial. Un criterio para seleccionar estas áreas es la riqueza de especies, ejemplificado por el concepto de países megadiversos (Mittermeier 1988). Este concepto se basa en que un pequeño número de países, localizados principalmente en las regiones tropicales, mantiene un muy alto porcentaje de la diversidad biológica mundial. Con base en listas de especies de vertebrados, mariposas y plantas vasculares, se ha sugerido que doce países, México, Colombia, Ecuador, Perú, Brazil, Congo, Madagascar, China India, Malasia, Indonesia y Australia, cuentan con el 70% de la diversidad biológica mundial (McNeely *et al.* 1988). La cantidad de especies *per se* no parece ser el criterio más importante para determinar prioridades de conservación de la biodiversidad, ya que los países megadiversos tendrían grandes cantidades de especies de distribución amplia y altamente adaptables a diversos ambientes, no inmediatamente en riesgo y sin gran necesidad de conservación (Myers 1994).

Un enfoque alternativo para la conservación es priorizar aquellas áreas con el mayor número de especies de distribución geográfica y ecológica restringida. Estas especies restringidas pueden ser consideradas como raras o como endémicas, pero ambos conceptos no significan lo mismo. La rareza

es el estado de una especie que, por alguna combinación de factores físicos o biológicos, tiene una abundancia baja y/o un rango de distribución pequeño, los cuales son menores que la mayoría de otras entidades taxonómicas comparables (Gaston 1994). El endemismo es un concepto muy relacionado con el de rareza, aunque circunscrito a las especies que sólo se encuentran en un área en particular y no en otro lugar, pero que pueden ocurrir en niveles de abundancia mayores que muchas de las especies presentes en su rango de distribución, y es dependiente de la escala espacial a la que se aplique (Gaston 1994). El concepto de complementariedad, y su aplicación en análisis de faunas críticas de la distribución de mariposas (Collins y Morris 1985, Vane-Wright *et al.* 1991) fue un desarrollo importante con un enfoque más objetivo y sistemático para la planeación de la conservación, incorporando tanto el endemismo como la riqueza de especies. Dada la meta de conservar el complemento total de especies de un cierto grupo taxonómico, el análisis de faunas críticas busca responder a la pregunta de cuál es el conjunto mínimo de áreas que contendría al menos una población viable de cada especie. El conjunto crítico se identifica seleccionando un sitio de alta diversidad y sucesivamente seleccionando sitios adicionales que contienen el mayor número de especies no representadas previamente (Vane-Wright *et al.* 1991).

El impacto de la actual crisis de la diversidad biológica induce a considerar las posibilidades para la recuperación de la biota. Novacek y Cleland (2001) proponen cuatro estrategias alternativas con este fin. Primero, podría ocurrir una recuperación natural si se detuvieran las causas humanas de desaparición de la diversidad biológica. Este patrón, sin embargo, requeriría de una escala de tiempo demasiado larga; las recuperaciones de las extinciones masivas en el registro fósil se miden en millones o decenas de millones de años (Jablonski 2001).

En segundo lugar, Novacek y Cleland (2001) consideran que la recuperación podría resultar de una compensación Maltusiana (Malthus 1986), concretamente una marcada reducción de la población humana. En tercer lugar, estiman que algún grado de recuperación pudiera resultar de una política que proteja hábitats clave aún con una mínima protección de los ecosistemas ya alterados o invadidos por actividades humanas, como la protección de "hot spots". Myers (1988, 1994) define los "hot spots" como áreas que contienen altas concentraciones de especies con extraordinarios niveles de endemismo, y que enfrentan amenazas inminentes de destrucción del hábitat. Los 25 "hot spots" identificados hasta ahora cubren sólo el 1.4% de la superficie terrestre, y concentran el 44% de todas las especies de plantas vasculares y el 33% de las especies de anfibios, reptiles, mamíferos y aves del Mundo (Myers *et al.* 2000). Cincotta *et al.* (2000) estimaron que en estos sitios en 1995 vivía casi el 20% de la población mundial con una tasa de crecimiento poblacional (1.8% anual) mayor que el promedio mundial (1.3%). Estos datos sugieren que los cambios ambientales inducidos por factores humanos continuarán en los "hot spots" y que el cambio demográfico permanece como un factor importante en la conservación global de la diversidad biológica (Cincotta *et al.* 2000). Un ejemplo de la aplicación de la estrategia analítica basada en "hot spots", es el trabajo de Bibby *et al.* (1992), quienes identificaron 221 áreas prioritarias para la conservación global analizando los patrones de distribución de 2,609 especies de aves de distribución restringida (< 50,000 km²). Este análisis mostró que el 20% de las poco más de 9,000 especies de aves del Mundo está confinado a sólo el 2% de la

superficie terrestre. Estos mismos sitios también acomodan el 70% del total de aves en riesgo, y son de gran importancia para mamíferos, reptiles, anfibios, plantas, moluscos e insectos. La protección adecuada de estas áreas críticas para la diversidad biológica aseguraría la supervivencia de una amplia variedad de aves y otros organismos. (Bibby *et al.* 1992).

Un cuarto escenario planteado por Novaceck y Cleland (2001) involucra una intervención humana más allá de medidas de preservación de la naturaleza virgen, una estrategia que incluya el manejo de ecosistemas y la mitigación de la actual alteración de los ciclos biogeoquímicos globales. Esto requiere del manejo de paisajes completos incluyendo áreas destinadas tanto a la producción comercial como a la protección de áreas naturales; las reservas por sí mismas no son suficientes para la conservación de la naturaleza, pero son la piedra angular sobre la que se pueden erigir estrategias regionales desempeñando dos funciones primordiales: deben representar la diversidad biológica de cada región y protegerla de los procesos humanos que amenazan su persistencia (Margules y Pressey 2000). Un enfoque sistemático para localizar y designar esas reservas fue propuesto por estos autores, resaltando que el diseño de reservas debe incluir los siguientes factores: tamaño, conectividad, replicación y alineación de sus linderos. Una estrategia similar, aunque propuesta con anterioridad, es el Análisis de Discrepancias (*Gap Analysis*; Scott *et al.* 1993, Scott y Csuti 1997), un procedimiento en el que se usan técnicas cartográficas para identificar áreas de alta riqueza de especies y mapear sus hábitats con base en atributos de la vegetación, tales como sus tipos y estructura, y así identificar elementos inadecuadamente representados de la diversidad biológica (discrepancias) en una red existente de áreas protegidas (Burley 1988). Los resultados con este método han sido usados para identificar necesidades de manejo y protección de la vegetación y el hábitat de las especies animales. Los mapas producidos indican zonas de riqueza de especies y sitios de alta concentración de especies ("hot spots"). Estos mapas son sobrepuestos en mapas de áreas naturales protegidas para determinar cuáles centros de riqueza de especies no coinciden con los ambientes protegidos, a fin de promover cambios en la asignación de terrenos y propiedades que proporcionen tal protección (Butterfield *et al.* 1994). Este procedimiento fue aplicado en México por Bojórquez-Tapia *et al.* (1995) para identificar áreas de riqueza de especies de vertebrados terrestres endémicas en los estados de Guerrero y Oaxaca.

No obstante el atractivo que tiene el análisis de discrepancias, Morrison *et al.* (1998) identificaron tres desventajas: i) la riqueza de especies no revela mucho por sí misma, ya que áreas con poca riqueza pueden contener especies raras o de distribución espacial restringida, ii) las áreas ricas en especies pueden representar hábitats marginales, donde la tasa de mortalidad supera a la natalidad y iii) las áreas ricas en especies pueden ocurrir en zonas con alta perturbación humana y en consecuencia la mayoría de las especies pueden ser comunes, pioneras o invasoras, que no necesitan de prácticas de conservación. Una solución sería representar la composición de especies en términos de rareza poblacional, geográfica o de hábitat, y usar los mapas de riqueza general como un paso previo en un programa de establecimiento de prioridades. Flather *et al.* (1997) identificaron dos cuestiones críticas que incrementan la complejidad de la interpretación e implementación del análisis de discrepancias. En primer lugar, los datos existentes sobre la distribución de la mayoría de las especies usadas (vertebrados, mariposas y plantas vasculares) son incompletos, como lo reconocen Bojórquez-Tapia *et*

al. (1995), por lo que el supuesto de que éstas son indicadoras de biodiversidad no tiene suficiente sustento para su aplicación general. En segundo lugar, los mapas de vegetación y distribución de especies frecuentemente carecen de un índice de incertidumbre, por lo que se producen errores sustanciales en la definición de linderos de las reservas propuestas.

En los sitios identificados como prioritarios para la conservación de la diversidad biológica, muy pocas especies son muy comunes y dominan a la biota, muchas otras tienen un rango intermedio de abundancia y pocas son muy raras (Gaston 2000). Estas últimas especies son las que parecen tener mayor vulnerabilidad a la extinción (Myers 1994). Una especie puede ser rara en al menos siete maneras diferentes, que dependen de la distribución geográfica (Rabinowitz 1981, Rabinowitz *et al.* 1986). Una especie puede ser rara debido a una distribución geográfica muy restringida, alta especificidad de hábitat, a una pequeña población local, o varias combinaciones de estos factores. Por ejemplo, una especie puede distribuirse a través de un continente entero (rango geográfico amplio), ser una generalista de hábitat (baja especificidad de hábitat) y aun así ser rara porque se encuentra en densidades extremadamente bajas (pequeño tamaño poblacional local) donde sea que se encuentre. De manera similar, una especie puede ser muy abundante localmente, pero ser rara porque ocurre en hábitats muy especializados que son geográficamente restringidos (Rabinowitz *et al.* 1986). Los diferentes tipos de rareza hacen que las especies sean vulnerables a diferentes procesos de extinción. En consecuencia, una especie abundante localmente que sólo ocurre en una localidad es extremadamente vulnerable a eventos estocásticos locales o destrucción intencional de su hábitat. Una especie ampliamente distribuida que tiene bajas abundancias poblacionales puede soportar de mejor manera tales eventos, pero puede ser más vulnerable a la pérdida de diversidad genética y endogamia. Un especialista de hábitat ampliamente distribuido es vulnerable a cualquier acción de efecto amplio que influye en su hábitat particular, tal como la contaminación ambiental, la reducción de la precipitación o el cambio climático.

Rabinowitz *et al.* (1986) establecieron que los tres factores que definen la rareza de una especie (distribución geográfica, especificidad de hábitat y tamaño poblacional) eran independientes entre sí. Otros análisis concluyeron lo contrario (Kattan 1992, Lawton 1993, Gaston 1994). Por ejemplo, Lawton (1993) señala que dentro de un taxa particular, las especies que ocurren en grandes áreas geográficas tienden a tener abundancias locales más grandes que especies más restringidas geográficamente. Los taxa con distribución geográfica restringida tienden a tener pequeñas poblaciones locales, haciéndolos potencialmente vulnerables. Una razón obvia por la que la correlación entre el tamaño del rango geográfico y la abundancia local es débil es que las especies no se distribuyen uniformemente a través de su rango de distribución; la abundancia tiende a ser más alta cerca del centro del rango y tiende a disminuir en la periferia, con picos unimodales o multimodales. El método propuesto por Rabinowitz *et al.* (1986) fue usado por Kattan (1992) para analizar la vulnerabilidad de las aves del bosque nublado de la Cordillera Central de Colombia, agregando un índice de vulnerabilidad a cada forma de rareza, encontrando que esos tres factores no son independientes; las especies con amplios rangos de distribución tendieron a tener amplia especificidad de hábitat y altas densidades poblacionales. Las especies que tuvieron baja densidad poblacional tenían una alta

especificidad de hábitat y rangos geográficos reducidos. Las especies más vulnerables fueron las que tenían distribuciones geográficas limitadas y requerían de hábitats boscosos. Kattan (1992) concluye que la vulnerabilidad local está determinada por la especificidad de hábitat y tamaño de la población, mientras que la vulnerabilidad global es determinada también por la distribución geográfica. Una caracterización de las especies sobre la base de los tres factores propuestos por Rabinowitz *et al.* (1986), permite un enfoque rápido para la identificación de especies que son potencialmente vulnerables. Una vez que éstas han sido identificadas, se puede proceder a hacer estudios detallados de las poblaciones y comunidades, analizar la historia natural de la especie y posteriormente al establecimiento de prácticas de manejo apropiadas.

La rareza causada por actividades humanas puede tener mayor impacto negativo que la rareza natural si la especie no está adaptada a tener bajos niveles poblacionales (Myers 1994). Especies que históricamente eran muy abundantes y por causas humanas ahora viven en poblaciones pequeñas y ampliamente esparcidas, pueden carecer de la capacidad de colonizar nuevos territorios, incluyendo los de su anterior hábitat. Otra forma en que las especies comunes se vuelven raras tiene como causa fenómenos geológicos o climáticos ocurridos hace varios siglos, como es el caso de las especies relictuales, contrayendo su rango de distribución. Una de las alternativas para reducir la actual ola de extinciones a gran escala es actuar antes que las especies se vuelvan raras. Esta es una de las motivaciones para mantener protegidas tierras con propósitos de conservación; ésto no sólo protege a las especies raras, sino debería prevenir que las especies comunes se tornen en raras (Myers 1994).

Las especies indicadoras son plantas y animales que están asociadas estrechamente con factores ambientales y que pueden ser usadas como un índice de las condiciones ambientales (Morrison 1986). Aunque varias especies de plantas son indicadoras de condiciones específicas de suelo y clima (Clements 1920), no está claro si los animales están fuertemente asociados con condiciones específicas ambientales y si comparten estas asociaciones con otras especies (Morrison 1986, Morrison *et al.* 1998). Hill *et al.* (1975) y Graul y Miller (1984) argumentaron que las especies que toleraban un rango estrecho de condiciones eran indicadoras apropiadas, mientras que Szaro y Balda (1982) sostenían que las indicadoras deberían representar un amplio rango de condiciones.

Se han propuesto criterios cualitativos para seleccionar a las especies indicadoras en aplicaciones de manejo de fauna silvestre (Salwasser *et al.* 1982), incluyendo especies raras, especies de alto valor económico, especies asociadas estrechamente con condiciones específicas del hábitat, y especies cuyos hábitats y poblaciones pudieran ser monitoreadas para señalar a aquellas con requerimientos ecológicos similares. Siguiendo estos criterios, se espera seleccionar y monitorear las poblaciones de unas pocas especies para dar una indicación de la situación de las poblaciones de todas las especies. También es necesario considerar que existen diferentes categorías de especies indicadoras que corresponden a diferencias en su aplicación: indicadoras ambientales, ecológicas y de biodiversidad (McGeoch 1998).

Usando los criterios propuestos por Salwasser *et al.* (1982) y Szaro y Balda (1982), Block *et al.* (1987) seleccionaron a la codorniz de montaña (*Oreortyx pictus*) como especie indicadora para un gremio ecológico de aves y evaluaron la habilidad de esa especie para indicar la presencia de otras

especies del mismo gremio e indexar la calidad del hábitat. Un gremio es un ensamble de especies que usan una clase particular de recursos de manera similar (Root 1967) y son en consecuencia, parcialmente similares en sus respectivos atributos ecológicos. Una especie indicadora de gremio actúa como un indicador para todas las especies integrantes del mismo a un cambio ambiental (Severinhaus 1981, Block *et al.* 1987). Para que esto ocurra, las especies deben ser simpátricas y muy parecidas en sus patrones de uso de recursos (Mannan *et al.* 1984). Los resultados de Block *et al.* (1987) indican que el uso de la codorniz de montaña para indicar la presencia de otras especies de su mismo gremio ecológico varió ampliamente dentro y entre tipos de vegetación, y su hábitat fue muy diferente al de las otras especies simpátricas del gremio. La aplicación de especies indicadoras a los gremios depende principalmente de cómo se definan los gremios, los criterios usados para seleccionar a los indicadores y el rango geográfico en que son usados. Block *et al.* (1987) encontraron que mientras más se restringa su aplicación geográfica, el valor predictivo de la especie indicadora será mayor. Concluyeron que la selección de especies indicadoras basada solamente en los criterios cualitativos de Salwasser *et al.* (1982), no asegura que la especie será un indicador efectivo. Block *et al.* (1987) sugieren que el uso de indicadores de gremio debe restringirse a especies que están relacionadas cercanamente ecológicamente y limitado a un tipo de vegetación de la misma etapa seral, y que los gremios y el indicador de gremio sean seleccionados *a posteriori* usando información específica del sitio de estudio.

Es importante establecer una definición clara de los conceptos empleados en el análisis de los patrones de abundancia y uso del hábitat para evitar confusiones en su aplicación (Hall *et al.* 1997). El término hábitat ha sido usado de varias maneras. Frecuentemente la palabra hábitat es usada para describir un área que mantiene un tipo particular de vegetación o sustratos acuáticos o líticos (Morrison *et al.* 1998). Este uso posiblemente surgió a partir del término tipo de hábitat, acuñado por Daubenmire (1976) para referirse a unidades de terreno que tienen aproximadamente la misma capacidad para producir vegetación.

Hábitat es un concepto que está relacionado con una especie en particular y en algunos casos con una población, de planta o animal. Hábitat por lo tanto, es un área con una combinación de recursos (como alimento, cobertura, agua) y condiciones ambientales (temperatura, precipitación, presencia o ausencia de depredadores y competidores) que promueve su ocupación por individuos de una especie dada (o población) y permite que esos individuos sobrevivan y se reproduzcan (Hall *et al.* 1997, Morrison *et al.* 1998).

El hábitat puede ser clasificado de acuerdo a su calidad inherente. Hábitat de alta calidad puede ser definido como aquellas áreas que brindan las condiciones necesarias para la supervivencia y reproducción por largos periodos de tiempo cuando se comparan con ambientes similares (Hall *et al.* 1997). Por el contrario, el hábitat marginal es el que mantiene individuos pero sus índices de supervivencia y reproducción son bajos, y el área sólo permite su ocupación por períodos de tiempo cortos o de manera discontinua (Morrison *et al.* 1998). Por lo tanto, la calidad del hábitat fundamentalmente se relaciona con los índices de supervivencia y reproducción de los individuos que viven ahí (Van Horne 1983), con la vitalidad de su descendencia y con el tiempo en que el sitio permanece adecuado para su ocupación (Morrison *et al.* 1998).

Se han usado estimaciones de la densidad de una especie para hacer inferencias sobre la calidad de su hábitat (Flood *et al.* 1977). Sin embargo, las tasas de reproducción y supervivencia de una especie en un hábitat dado pueden ser mejores indicadores de calidad del hábitat que la abundancia (Van Horne 1983, Morrison *et al.* 1998). Estos autores han propuesto que la densidad no siempre es una buena medida de calidad del hábitat debido a varias razones. Primero, la compactación territorial puede conducir a la saturación espacial en una serie de hábitats que difieren en calidad. Los animales de estos territorios pueden diferir mucho en tasas de supervivencia y reproducción. Segundo, durante los años en que la abundancia de animales es alta, se pueden alcanzar densidades altas en hábitats de baja calidad donde la supervivencia y reproducción son bajas porque animales jóvenes han sido forzados a ocupar estos hábitats por competencia intraespecífica (Van Horne 1986).

Los individuos pueden estar presentes o aun ser más abundantes en hábitat marginal o no adecuado debido a la limitada disponibilidad de hábitat preferido, interacciones sociales, u otras influencias (Van Horne 1983, Pulliam 1988). Por ejemplo, Svårdson (1949) notó que algunas especies ocupan un rango mayor de hábitats en años de mayor densidad poblacional y concluyó que la presión intraespecífica forzó a algunos individuos a reproducirse en hábitats menos adecuados. Alatalo (1981) mostró esta relación para *Regulus regulus*. Los hábitats intrínsecamente menos adecuados, por ejemplo en términos de sus recursos alimenticios, pueden ser usados si las densidades de población ahí son menores que en hábitats de alta calidad. Esta es la base del modelo de Fretwell y Lucas (1969), en el cual los hábitats son clasificados de acuerdo a su calidad intrínseca para una especie; la calidad del hábitat disminuye cuando la densidad aumenta, hasta un umbral en el que el siguiente mejor hábitat empieza a ser ocupado.

La vegetación de un área generalmente ofrece elementos importantes del hábitat de un animal. Por esto, los cambios en la vegetación pueden alterar las condiciones del hábitat. Para comprender la distribución y abundancia de los animales es necesario entender cómo la estructura y la composición de la vegetación influyen en la calidad del hábitat (Morrison *et al.* 1998).

El conocimiento de los patrones de asociación, uso y selección del hábitat por cada especie es fundamental para determinar las estrategias a seguir para su conservación (James 1971, Cody 1985). En la literatura es frecuente el uso indistinto de los términos selección del hábitat y uso del hábitat (Hall *et al.* 1997). Para evitar la connotación implicada en el término selección del hábitat de que los animales toman decisiones de manera conciente para elegir entre hábitat alternativos, es preferible emplear el término uso del hábitat, que se refiere simplemente a la distribución real de los individuos.

Lack (1933) propuso que las aves reconocen características conspicuas de ambientes apropiados y las usan para seleccionar activamente un lugar para desarrollar sus actividades. Posteriormente, Svårdson (1949) y Hildén (1965) desarrollaron modelos conceptuales de selección del hábitat, siendo éste un proceso en dos etapas: los individuos usan características generales del paisaje para seleccionar entre ambientes diferentes y después responden a características del hábitat más sutiles para elegir un lugar específico para desarrollar sus actividades. La selección del hábitat fue, por lo tanto, reconocida como un proceso complicado que involucra varios niveles de discriminación y una cantidad de factores que interactúan potencialmente (Hutto 1985).

Con su presentación del concepto de nicho, Hutchinson (1957) articuló formalmente la naturaleza multivariada de las causas de la distribución animal. El posterior desarrollo del concepto de nicho estimuló estudios sobre cómo los animales usan su hábitat, demostrando claramente que, para algunas especies, la selección del hábitat es influenciada por congéneres, competidores interespecíficos y depredadores, así como características del ambiente que están directa o indirectamente relacionadas a los recursos necesarios para su supervivencia y reproducción (Morrison *et al.* 1998). Nicho ecológico se define como el papel ecológico de una especie en una comunidad, concebido como el espacio multidimensional del cual las coordenadas constituyen los diferentes parámetros que representan la condición de existencia de la especie, la que se halla restringida por la presencia de especies competidoras (Lincoln *et al.* 1995). El uso de la palabra “nicho” tiene como antecedente el concepto primitivo de lugar, el cual describe tanto una localidad geográfica de una especie o su posición en un orden natural (McIntosh 1985). El uso de nicho se atribuye a Grinnell (1917), quien afirmó que la competencia entre especies conduce a su adopción de hábitat o métodos de obtención de alimentos similares, pero no idénticos, lo que constituye la piedra angular de la teoría del nicho. Elton (1927) definió el nicho de un animal como su “estatus en la comunidad, que es lo que hace, específicamente sus relaciones con el alimento y enemigos”. El concepto de nicho fue reevaluado por Odum (1953) y finalmente redefinido por Hutchinson (1957) con su formulación matemática de nicho como un hiperespacio n-dimensional.

Para formalizar el significado de nicho, Hutchinson (1957) se basó en el principio de exclusión competitiva de Gause (1934) y en la ley de crecimiento poblacional de Malthus (1886). El principio de exclusión competitiva establece que si dos especies que coexisten en el mismo ambiente tienen requerimientos iguales, una será superior en la producción de descendencia, lo que eventualmente conducirá a la desaparición de la otra especie (Brown 1995). La ley de crecimiento poblacional de Malthus establece que todas las poblaciones tienen la capacidad inherente de crecer exponencialmente bajo condiciones ambientales favorables; este crecimiento es frenado, y la abundancia y distribución son limitadas, cuando las condiciones abióticas, los efectos de otras especies, o la densidad de otros individuos de la misma especie interrumpen o limitan la supervivencia y reproducción (Brown 1995). La teoría del nicho representa un esfuerzo por establecer relaciones cuantitativas entre especies que compiten, su distribución con respecto a los recursos disponibles, y las formas en que las especies pueden evolucionar y coexistir (McIntosh 1985).

Brennan *et al.* (1987) analizaron cuantitativamente los aspectos estructurales y florísticos del uso del hábitat por la codorniz de montaña (*Oreortyx pictus*) y examinaron la relación entre el uso del hábitat y la variación en la densidad de población local. Concluyeron que la densidad puede estar correlacionada con la calidad del hábitat, pero que una medida concluyente, tal como supervivencia o éxito reproductivo, debe ser obtenida antes de poder inferir que la densidad poblacional es un indicador real de calidad del hábitat.

En los estudios de campo generalmente es más fácil generar pruebas indirectas y de correlación debido a la compleja naturaleza de los sistemas ecológicos. Sin embargo, el estudio de la relevancia de las características del hábitat para el manejo y estudios ecológicos puede ser mejorado

probando hipótesis acerca de sus efectos en los componentes de aptitud biológica (reproducción y supervivencia; Martin 1986, 1992). Estos componentes son importantes por tres razones. Primero, proporcionan bases para la comprensión de los requerimientos y selección del hábitat. Segundo, son rasgos que ejercen efectos directos en el reclutamiento poblacional y demografía en escalas cortas de tiempo (ecológica). Tercero, su estudio proporciona información necesaria sobre la historia natural de las especies y permite identificar problemas para su manejo. Consecuentemente, las prácticas de manejo efectivo requieren de la identificación de características específicas del hábitat y recursos asociados que directamente influyen en la reproducción o viabilidad, tanto a escala local como a escala de paisaje.

El análisis de cómo los animales usan el hábitat es uno de los más importantes aspectos de la ecología animal. Una de las mayores dificultades en el análisis estadístico del uso del hábitat, sin embargo, es elegir entre una variedad de métodos (Manly *et al.* 1993). La prueba más común es el análisis de bondad de ajuste de χ^2 (Fleiss 1981) en conjunto con intervalos de confianza de Bonferroni en torno al uso proporcional para estimar si los hábitats son usados desproporcionadamente con respecto a su disponibilidad (Neu *et al.* 1974). Entre otros enfoques que se han usado se encuentran dos métodos no paramétricos, las pruebas de Friedman y de Quade (Allredge y Ratti 1986). Entre los métodos multivariados para probar la selección del hábitat se incluye el análisis de preferencia del hábitat (Johnson 1980), el análisis composicional (Aebischer *et al.* 1993) y el procedimiento de permutación multirespuesta (Mielke 1986, Allredge *et al.* 1991). McClean *et al.* (1998) evaluaron estos seis métodos comparando el uso del hábitat del guajolote silvestre (*Meleagris gallopavo merriami*) en Dakota del Sur. Encontraron que los seis métodos dieron resultados diferentes debido a la forma en que cada uno considera la variabilidad en el uso del hábitat de las aves individuales y por sus diferentes definiciones de disponibilidad. Sólo el método de Neu *et al.* (1974) identificó los patrones de selección del hábitat de manera consistente con los requerimientos conocidos del guajolote silvestre en todos los niveles de disponibilidad usados (McClean *et al.* 1998).

Independientemente del método usado, la definición de disponibilidad de hábitat es un elemento clave en los estudios de uso y selección de recursos. El tamaño del área de estudio puede influir en los resultados del análisis de selección de recursos, si los hábitats se encuentran agrupados (Porter y Church 1987). También, el área definida como disponible puede tener hábitats que en realidad no están disponibles para el animal (Johnson 1980). Por otro lado, puede estar involucrada una jerarquía de varias escalas espaciales y temporales en la selección del hábitat de una especie (Orians y Wittenberger 1991, Kolasa 1989), pero frecuentemente solo una escala es analizada. Este efecto de escala puede ser importante porque los animales pueden estar seleccionando características del hábitat a diferentes escalas de micro y macrohábitat.

Una estrategia básica para la conservación de la diversidad biológica es el análisis y manejo de poblaciones. Una población es un grupo de individuos de una misma especie que viven en un área definida y que están aislados reproductivamente de grupos similares (Caughley 1977, Lincoln *et al.* 1995). Una definición apropiada para los fines del análisis de poblaciones es la propuesta por Cole (1957): una población es una unidad biológica al nivel de integración ecológica que es descrita por

propiedades como un índice de natalidad, un índice de mortalidad, una proporción de sexos y una estructura de edades.

Los factores bióticos y abióticos que finalmente influyen en la aptitud realizada de los organismos y la viabilidad de las poblaciones, incluyen factores endógenos y exógenos como la demografía poblacional, la genética poblacional, la dinámica de metapoblaciones, la estocasticidad ambiental, la biogeografía de las especies, los mecanismos de adaptaciones evolutivas y de selección, la ecología y conducta reproductiva, efectos de otras especies y las actividades humanas (Klopfer 1959). La viabilidad de una población es la probabilidad de persistencia de una población en un lapso de tiempo dado; el lapso de tiempo sobre el que se debe evaluar la viabilidad depende de la historia de vida de la especie, el tamaño corporal, su longevidad y especialmente el tiempo de generación poblacional (Morrison *et al.* 1998). Mediante modelos de viabilidad de poblaciones se pueden identificar efectos de umbral, que son condiciones del ambiente que al cambiar más allá de un valor específico, causan que las poblaciones disminuyan drásticamente, aunque esto también puede ocurrir a la inversa causando el crecimiento explosivo de la población (Lande 1987, Soulé 1980). Tales condiciones de umbral han dado origen al concepto de población mínima viable (Gilpin y Soulé 1986): una población mínima viable es la población más pequeña (generalmente medida como número absoluto de organismos) que se puede mantener así misma a lo largo del tiempo, debajo de la cual la extinción es inevitable.

El manejo de poblaciones animales se puede enfocar desde criterios diferentes, que fueron resumidos por Caughley (1977) como tres problemas principales:

1. El tratamiento de una población pequeña o que está disminuyendo, para elevar su densidad.
2. La explotación de una población para tomar de ella una cosecha sostenida, y
3. El tratamiento de una población demasiado densa, o que tiene un índice de crecimiento poblacional inaceptable, para estabilizar o reducir su densidad.

Estos tres problemas son conocidos como conservación, aprovechamiento sostenido de cosechas y control, respectivamente (Caughley 1977). En cada caso el problema es resuelto por una manipulación de la dinámica poblacional, y en este sentido el análisis poblacional es central para su solución, pero los medios por los que se efectúa la manipulación varían de acuerdo a las circunstancias; la manipulación del hábitat (refugio, alimento o agua) también permite desencadenar los cambios deseados en la tasa de incremento de la población de manera indirecta (Caughley 1977). Ejemplos de estos tres problemas incluyen, respectivamente, (a) la conservación de especies amenazadas o raras, (b) las estrategias de caza en el manejo de especies cinegéticas y (c) la reducción de especies consideradas como plagas (Strickland *et al.* 1994). De acuerdo a Caughley (1994), la conservación de especies amenazadas o raras ha avanzado siguiendo dos enfoques alternativos de manera separada y con poca coincidencia: (a) el paradigma de la población pequeña, que se ocupa del riesgo de extinción inherente

a bajos números de individuos, y (b) el paradigma de la población que disminuye, cuyo interés son los procesos por los que las poblaciones son conducidas a la extinción por agentes externos a ellas.

Las nuevas ideas acerca de la conservación que surgieron en la década de 1980 fueron casi todas producidas desde un paradigma de población pequeña, siendo su preocupación las consecuencias poblacionales de la rareza o pequeñez de las mismas, como lo indican los trabajos publicados en Soulé y Wilcox (1980) y Soulé (1986). Este paradigma trata principalmente con los problemas de genética poblacional y dinámica poblacional que confronta una población en riesgo de extinción debido a que sus números son bajos y su principal ventaja es que tiene una fuerte base teórica que permite hacer generalizaciones (Caughley 1994). Su principal contribución ha sido a la reproducción en cautiverio y el diseño de sistemas reservas.

El paradigma de la población que disminuye se concentra en las maneras de detectar, diagnosticar y detener la disminución de una población. Desde este punto de vista, la población disminuye debido a que un factor externo ha cambiado y el tamaño de la población no es de gran relevancia; la meta es determinar por qué la población está disminuyendo y qué se puede hacer para detenerlo (Caughley 1994). Debido a que este método está enraizado en prácticas empíricas necesita desarrollar más su teoría ecológica y el paradigma de la población pequeña necesita más práctica; una combinación cautelosa de ambos paradigmas conduciría a una reducción de la tasa de extinción de especies.

Los dos paradigmas discutidos por Caughley (1994) se basan en conceptos teóricos y factores ecológicos que se deben tomar en cuenta para el manejo de poblaciones silvestres. Uno de estos es el concepto de metapoblaciones. Una metapoblación es una población de poblaciones (Levins 1969, Hanski y Gilpin 1991). Este enfoque asume que una población se divide en fragmentos y estas subpoblaciones se pueden extinguir o ser recolonizadas, dinámica que influye en la probabilidad de extinción de la metapoblación completa (Hedrick 1996, Wiens 1996). Algunas poblaciones son metapoblaciones naturales, como las especies adaptadas a hábitats particulares con distribución natural fragmentada o especies que ocupan hábitat relictual en la cima de montañas (McCullough 1996). Sin embargo, la principal preocupación de la conservación no son las metapoblaciones naturales, sino la conversión acelerada de lo que una vez fueron poblaciones continuas en poblaciones aisladas por efecto de la fragmentación de extensas áreas de hábitat natural a través de actividades humanas (McCullough 1996). La estructura de la metapoblación tiene varias implicaciones para la biología de la conservación, ya que forma el marco conceptual para el diseño de sistemas de reservas y para el manejo de poblaciones cuyo hábitat está fragmentado. Tiene marcados efectos en la genética de la población local que la componen (generalmente una reducción en su heterocigocidad) y en la habilidad de la población de recuperar poblaciones locales en disminución por medio de la dispersión desde poblaciones locales más grandes (Caughley 1994).

ANTECEDENTES

Los seis diferentes ambientes terrestres de México que Toledo y Ordóñez (1993) identificaron basándose en la vegetación y clima (trópico húmedo, trópico subhúmedo, templado húmedo, templado subhúmedo, semiárido y árido) tienen una gran importancia biológica debido a que contienen una amplia variedad de especies o porque son ocupados por grupos de especies con una distribución geográfica restringida o limitada al territorio mexicano. De estos ambientes, la zona templada subhúmeda, una zona ecológica insular que se distribuye a lo largo de las principales cadenas montañosas de México y que cubre el 14% de su superficie, es considerada como la más importante en términos biológicos por su alta diversidad de especies y endemismos de plantas con flores, coníferas y vertebrados terrestres (Fa y Morales 1993, Flores-Villela 1993, Rzedowski 1993, Toledo y Ordóñez 1993). La vegetación natural de esta zona, principalmente bosques de coníferas, ha sido alterada en un 37% por prácticas agrícolas (Toledo y Ordóñez 1993).

La mayor parte de la diversidad biológica de esos bosques se distribuye en áreas que no cuentan con protección y son manejadas por comunidades indígenas y ejidos; 80% de la superficie forestal templada y tropical se encuentra bajo propiedad social (Thoms y Betters 1998). La participación directa de estos poseedores es fundamental para asegurar la conservación de la mayor parte de los componentes de la diversidad biológica (Shaw 1991, Carabias *et al.* 1994). Las experiencias con la comunidad indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro (NSJP), Michoacán, ilustran esto. Un enfoque de investigación participativa fue implementado entre 1993 y 1999 para favorecer el uso diversificado de los recursos naturales en esa comunidad indígena (Bocco *et al.* 2000, Velázquez *et al.* 2001). Los líderes de la comunidad consideraron la necesidad de generar nuevos productos comerciales a través de actividades alternativas e invitaron a instituciones académicas para explorar nuevos enfoques financiera y ecológicamente sanos para el manejo de sus recursos naturales. Esto resultó en inventarios de los componentes de la biodiversidad, un inventario forestal, y programas de ecoturismo y crianza de fauna silvestre en cautiverio.

Mediante un análisis de los inventarios y usos del suelo se identificaron tres especies clave: *Pinus pseudostrobus* (pino), *Canis latrans* (coyote) y *Dendrortyx macroura* (gallina de monte coluda), como indicadores biológicos para calibrar los usos actuales forestales y las prácticas de conservación, especies que fueron usadas para adaptar el manejo de los recursos naturales (Monroy Vilchis 2001, Velázquez *et al.* 2001). Se seleccionó a la gallina de monte coluda (*D. macroura*) porque parece ser sensible a cambios en las condiciones del bosque y puede ser afectada negativamente por cambios fisionómicos drásticos en la vegetación, por lo que poblaciones con densidades bajas denotarían sobreexplotación del bosque (Velázquez *et al.* 2001).

D. macroura es una codorniz (Galliformes; Odontophoridae) con distribución restringida a los bosques templados del centro y sur de México, en el Eje Neovolcánico, la Sierra Madre del Sur y la Sierra Madre Oriental, entre los 1,200 y los 3,700 m.s.n.m. (Fig. 1; AOU 1998, Howell y Webb 1995).

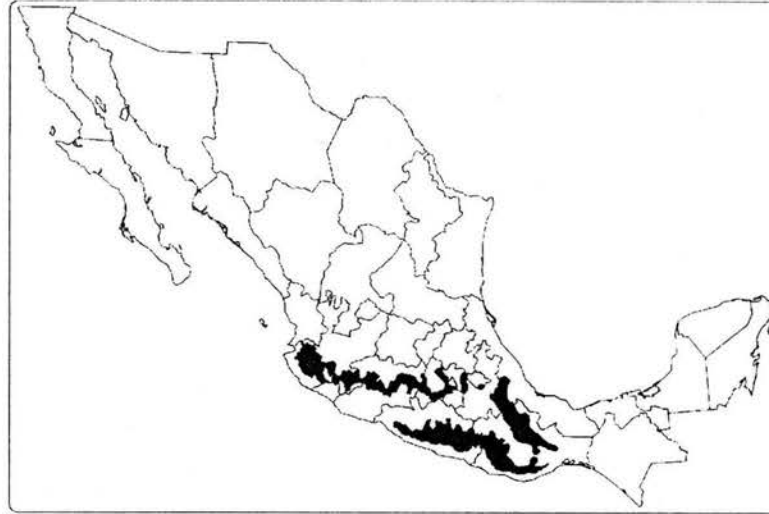


Figura 1. Distribución geográfica de *Dendrortyx macroura*. Adaptado de Leopold (1964) y Howell y Webb (1995).

Esta especie está considerada como vulnerable (Parker *et al.* 1996), aunque no está incluida en la lista de aves amenazadas del Mundo (BirdLife International 2000). Tampoco está en la Lista Roja de Especies Amenazadas (IUCN 2003), ni está protegida por la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES; UNEP-WCMC 2004). En la norma oficial mexicana, que clasifica a las especies de flora y fauna silvestres en categorías de riesgo, está incluida como especie sujeta a protección especial (SEMARNAT 2002).

La mayoría de los reportes existentes sobre su historia natural son de naturaleza anecdótica, indicando la presencia de un estrato arbustivo denso en bosques mesófilos de montaña, de pino-encino y de oyamel, como un componente importante de su hábitat y con estimaciones contradictorias sobre su abundancia (Ridgway y Friedmann 1946, Pitelka 1948, Schaldach 1963, Leopold 1964, Warner 1959, Phillips 1966, Rowley 1966, Rowley 1984, Johnsgard 1973, Johnsgard 1988, Binford 1989, Alderton 1992, Howell y Webb 1995). Estos bosques han sido alterados o eliminados por actividades humanas, principalmente cambio de uso del suelo para el establecimiento de actividades agrícolas, aprovechamiento forestal industrial, tala clandestina, incendios forestales y ganadería extensiva (Palacio-Prieto *et al.* 2000).

El tamaño de la población total de esta especie no ha sido determinado con precisión. Johnsgard (1973) estimó una densidad de dos parejas por 40 hectáreas en bosque mesófilo. Una densidad similar, una pareja por 21.3 ha, fue estimada por Romo de Vivar Álvarez y Urbina Torres (1999) en el Parque Nacional Lagunas de Zempoala, Morelos. Navarro (1992) encontró que era abundante en los bosques mesófilos de montaña no perturbados de la Sierra de Atoyac, Guerrero. Watson (2003) determinó una abundancia relativa de 0.37 en los bosques mesófilos de montaña y húmedos de pino-encino poco perturbados de Oaxaca. Una primera aproximación para la estimación

del tamaño total de la población fue presentada por McGowan *et al.* (1994) basándose en los datos de Johnsgard (1973, 1988), afirmando que existían entre 20,000 y 200,000 individuos y parecía que estaba disminuyendo.

Esta es una de las especies más grandes de codornices americanas, alcanzando una longitud de 29 a 38 centímetros, y un peso de 350 a 465 gramos (Johnsgard 1973, Johnsgard 1988, Alderton 1992, Howell y Webb 1995). Las características principales que la distinguen son su larga cola de 12 rectrices, que puede ser casi de la misma longitud que el ala extendida, y una cresta eréctil (Howell y Webb 1995). El pico, patas y piel alrededor de los ojos son de color rojo brillante (color 13, Geranium Pink de Smithe 1975). Tanto la hembra como el macho tienen el mismo color de plumaje; la garganta, la frente y las coberteras de los oídos son de color negro (Howell y Webb 1995).

El género *Dendrortyx* comprende tres especies de muy reducida distribución en zonas montañosas de México y Centroamérica (*D. macroura*, *D. barbatus*, *D. leucophrys*). En la parte central de Veracruz (Cofre de Perote y Pico de Orizaba) su distribución es simpátrica con *D. barbatus*, especie en peligro de extinción, que habita a menor altura (1,000 a 1,500 m.s.n.m.; Johnsgard 1988, Howell y Webb 1995). Se reconocen seis subespecies de *D. macroura* que se distinguen por diferencias de coloración del plumaje (Johnsgard 1988):

D. m. griseipectus Nelson 1897, Distrito Federal, México y Morelos.

D. m. macroura (Jardine y Selby) 1828, México y Veracruz.

D. m. diversus Friedmann 1943, noroeste de Jalisco.

D. m. striatus Nelson 1897, sur de Jalisco, Michoacán y Guerrero.

D. m. inesperatus Phillips 1966, Oaxaca

D. m. oaxacae Nelson 1897, Oaxaca.

Por su morfología esquelética se considera que los géneros *Dendrortyx* y *Philortyx* son los más antiguos de este grupo de codornices y *Dendrortyx* es el grupo anatómicamente más generalizado de todos los miembros de la familia Odontophoridae (Gutiérrez *et al.* 1983) Los parientes más cercanos de éste género son *Philortyx* y *Odontophorus*, como lo implican las semejanzas ecológicas y de plumaje en estos dos géneros (Johnsgard 1973).

Al igual que otros miembros de la familia Odontophoridae, *D. macroura* es una especie monógama (Johnsgard 1988). La época de reproducción se inicia a finales de febrero y se extiende hasta septiembre, con mayor actividad hacia fines de marzo hasta junio. Al inicio de esta etapa es cuando con mayor frecuencia emite su canto con la finalidad de aparearse. La anidación se inicia a finales de abril o principios de mayo y se extiende hasta agosto o septiembre; construye un nido en el suelo con hojas secas, generalmente en sitios protegidos lateralmente por rocas y bajo un domo formado por ramas de arbustos. El número de huevos producidos por la hembra es generalmente cuatro, aunque se han encontrado nidos con seis u ocho, lo que indica que varias hembras utilizan el mismo nido a la vez (Warner 1959, Leopold 1964). La hembra y el macho participan en la incubación y cuidado de los huevos, los cuales tardan en empollar aproximadamente 30 días; los pollos son

nidífugos con las patas y pico color naranja rojizo claro, el cual se intensifica con la edad hasta alcanzar el color rojo brillante de los adultos (Warner 1959). Al contrario de las codornices que viven en ambientes abiertos y que ponen hasta 20 huevos, *D. macroura* tiene muy baja productividad de crías, lo que puede estar compensado por una mayor supervivencia y longevidad de los adultos (Carroll 1994).

D. macroura se alimenta principalmente en el suelo buscando pequeñas semillas y frutos, ocasionalmente artrópodos, aunque también sube a ramas bajas de arbustos y árboles en busca de alimento; las crías comen larvas de insectos durante sus primeros días (Warner 1959). Un ejemplar adulto colectado por Leopold (1964) tenía el buche lleno de semillas de leguminosas, principalmente *Desmodium* sp. En el tracto digestivo de un ejemplar juvenil, Warner (1959) encontró flores, brotes de flores, pequeños frutos verdes y semillas; otros contenían material vegetal similar y restos de artrópodos. Más del 80% del contenido del buche de un ejemplar colectado en junio de 1999 en NSJP, correspondía a semillas de *Coriaria ruscifolia*, y el resto incluía bellotas de encino (*Quercus* sp.), así como partes de artrópodos no identificados; otro ejemplar colectado en esta localidad en julio de 1999 contenía únicamente pequeñas hojas verdes de una planta del estrato herbáceo, posiblemente *Aegopogon* sp. (Chávez-León 1999).

La especie vocaliza diariamente en parejas o grupos perchados en el mismo árbol al amanecer y al anochecer, como otras codornices (Johnsgard 1988). Se le considera evasiva, siendo detectada principalmente por sus vocalizaciones. Generalmente se encuentra sola o en parejas, pero forma grupos familiares en la época post reproductiva (agosto a octubre, Howell y Webb, 1995). Su área de actividad es muy pequeña manteniendo hábitos casi sedentarios (Johnsgard 1988).

Para establecer una estrategia viable para la conservación de *D. macroura* es necesario determinar la relación entre atributos del hábitat y su aptitud biológica, así como las escalas espaciales a las que esta relación es más significativa. El conocimiento de las relaciones entre la demografía, el hábitat de esta especie y la escala espacial puede conducir hacia estrategias de conservación que tengan como objetivo influir en los parámetros poblacionales considerados como más limitantes, así como identificar las variables ambientales que determinan el patrón de uso del hábitat sobre las que las prácticas de conservación serán más efectivas.

HIPÓTESIS

La gallina de monte coluda es una especie con distribución geográfica restringida, de alta especificidad de hábitat y con baja densidad de población, por lo que la perturbación de su hábitat por causas humanas aumentará su vulnerabilidad. Su abundancia y densidad de población serán menores en ambientes con factores de perturbación constante, como las áreas sujetas a manejo forestal, a diferencia de ambientes con poca o ninguna perturbación. El uso del micro y macrohábitat por esta especie en áreas perturbadas puede ser predicho con base en variables ambientales, de estructura de la vegetación y composición florística, así como en la disponibilidad de las asociaciones vegetales presentes.

Para estudiar a *D. macroua*, una especie sigilosa que habita en condiciones de vegetación densa donde la visibilidad es mínima, la primera cuestión que surge es cuál es su probabilidad de detección y su variación temporal. La segunda pregunta se relaciona con verificar si en realidad es poco abundante, como lo señalan los informes en la literatura, lo cual conduciría a determinar la situación actual de sus poblaciones en una zona específica. La siguiente fase es determinar si su abundancia y su uso del hábitat son similares en las diferentes asociaciones vegetales, o existen diferencias que indiquen un uso desigual de las asociaciones vegetales disponibles. Esto último indicaría un grado de especialización en hábitat. Si se detectan diferencias en cuanto a uso del hábitat y abundancia, es necesario determinar cuáles son las variables ambientales, florísticas o de estructura de la vegetación que mejor explican su presencia y abundancia. Este conocimiento se puede aplicar en el manejo de esas variables a fin de mantener o incrementar las poblaciones de esta codorniz.

OBJETIVOS

Objetivo General

Determinar los patrones de abundancia y uso del hábitat de *D. macroua* y cómo se relacionan ambos en un contexto espacial en los bosques templados sujetos a aprovechamiento forestal de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, México.

Objetivos Particulares

- 1) Determinar la abundancia y la densidad de *D. macroua* en las diferentes asociaciones vegetales de un bosque de coníferas sujeto a manejo forestal.
- 2) Identificar las asociaciones vegetales que son usadas por *D. macroua* en mayor proporción a su disponibilidad en un área sujeta a alteraciones estructurales por manejo forestal.
- 3) Identificar las variables ambientales, de estructura de la vegetación y de composición florística que determinan el uso del microhábitat de *D. macroua* en las diferentes asociaciones vegetales de un bosque de coníferas sujeto a manejo forestal.

CAPÍTULO 2

ZONA DE ESTUDIO

UBICACIÓN GEOGRÁFICA

El sitio de estudio se localiza en la zona templada subhúmeda de la vertiente suroccidental del Eje Neovolcánico en el occidente del estado de Michoacán, México (Figura 2). Este sitio es una zona de uso forestal permanente bajo régimen de propiedad comunal perteneciente a la comunidad indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro (NSJP), municipio de Nuevo Parangaricutiro; sus coordenadas extremas son 19° 21'00" – 19° 34'45" N y 102° 08'15" – 102° 17'30" O y colinda al norte con la comunidad indígena de Angahuan y pequeñas propiedades de Zacán; al sur colinda con la comunidad indígena de Tancítaro; al este, con el Ejido "La Quinta"; y al oeste, con la comunidad indígena de San Salvador Combutzio (DTF-CINSJP 1998).

GEOMORFOLOGÍA

La elevación de la zona de estudio varía desde 1,800 metros en su límite meridional, que está en contacto con la transición fisiográfica a la Depresión del Balsas, hasta los 3,100 m sobre el nivel del mar, en el centro y sur occidente en el cerro Prieto y las faldas del cerro de Tancítaro, respectivamente (Bocco *et al.* 1998). El sitio tiene una extensión de 18,318 ha de terrenos volcánicos. Al menos en la mitad de esa superficie se encuentran capas de cenizas del volcán Parícutín de espesores profundos (> 1m). Los terrenos de la zona presentan una topografía de lomeríos, conformados por conos monogenéticos y derrames lávicos, piedemontes del cerro de Tancítaro, planicies acumulativas de nivel de base, y valles erosivos o barrancas (Bocco *et al.* 1998).

CLIMA

El clima en general es de tipo templado. Debido a las grandes diferencias altitudinales y de relieve de la zona se encuentran tres tipos de clima (DTF-CINSJP 1998, basado en Köppen modificado por García 1973):

Tipo (A)C(w1)(w)b. Se presenta en las partes bajas, entre los 1,800 y los 2,200 m.s.n.m.. Este clima es de tipo templado con lluvias en verano y temperaturas medias mensuales entre 7 y 14 °C. Generalmente no se presentan heladas.

Tipo (A)C(w2)(w)(b). Este es el más húmedo de los climas templados subhúmedos, presentándose entre los 2,200 y los 2,500 m.s.n.m. Se caracteriza por lluvias en verano y temperatura media ligeramente mayor a los 18 °C. En esta zona se encuentra las dos únicas estaciones climatológicas establecidas en los terrenos de la comunidad indígena, El Durazno y San Juan Viejo (Figura 3).

Tipo C(w2)(w)(b'). Este clima se presenta en altitudes mayores, en las localidades de 2,500 m.s.n.m. Es templado subhúmedo con lluvias en verano.

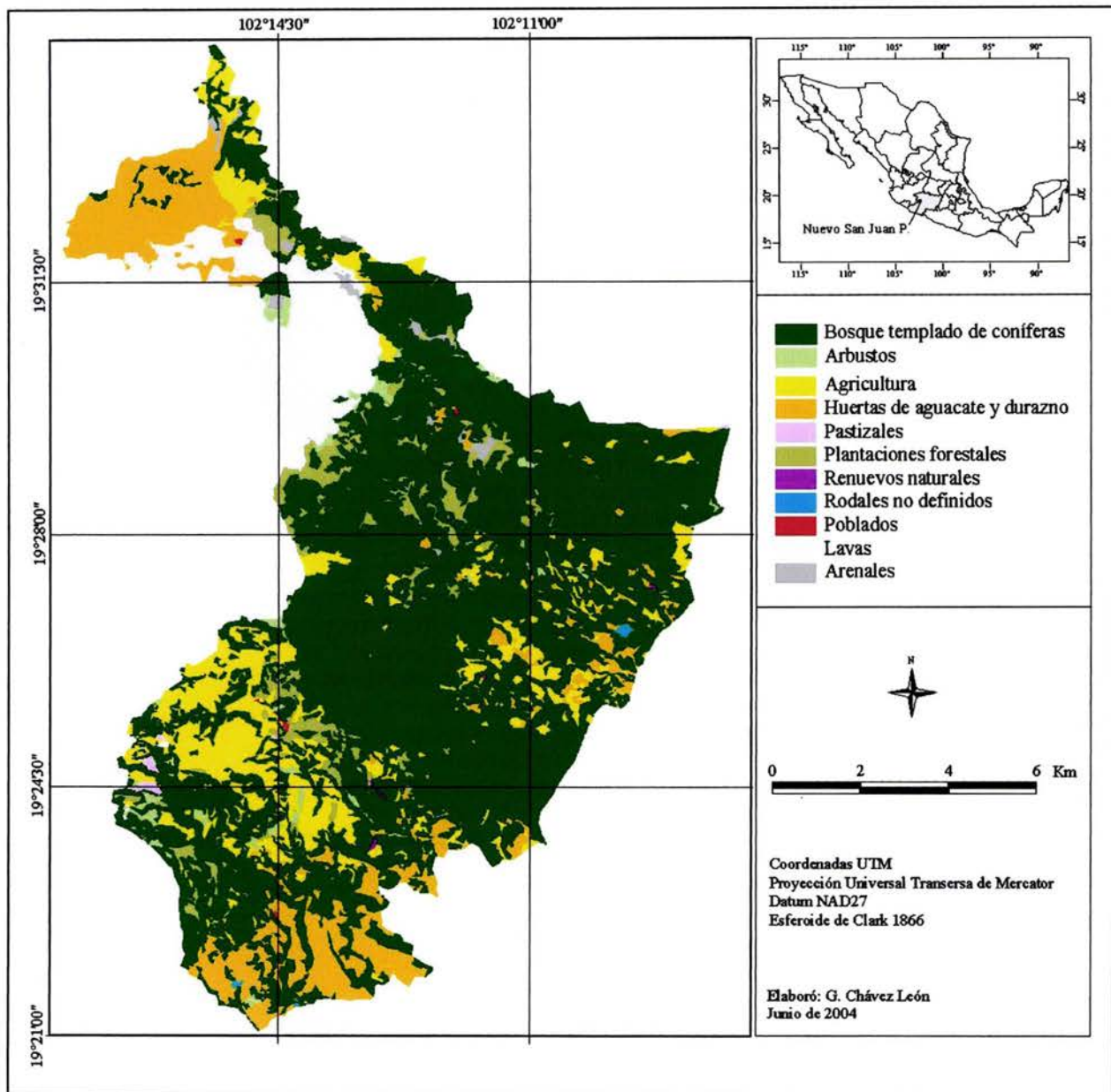


Figura 2. Vegetación y uso del suelo en Nuevo San Juan Parangaricutiro. Adaptado de Fregoso (2000).

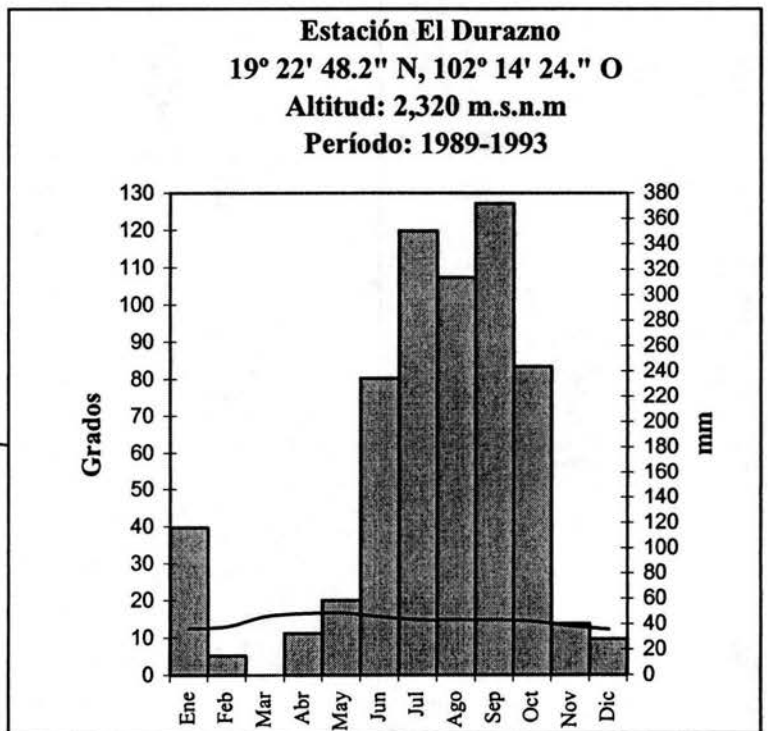
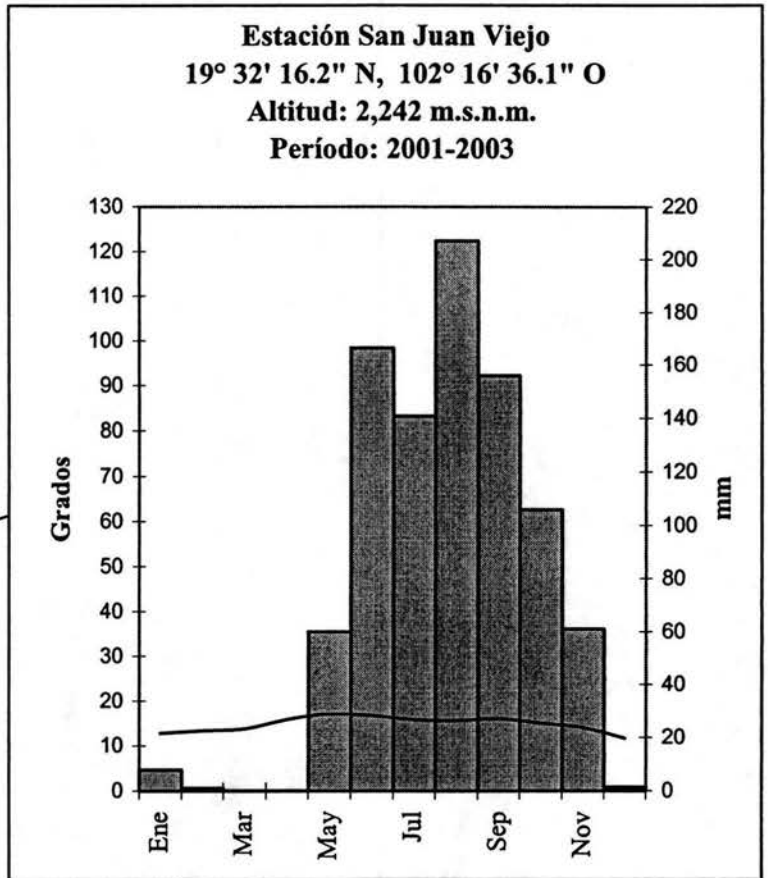


Figura. 3. Climogramas y ubicación de las estaciones climatológicas El Durazno y San Juan Viejo en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán México. Fuente: Ing. Juan José Alcantar Rosillo, Programa de Climatología, INIFAP –Uruapan, datos no publicados.

VEGETACIÓN

La zona se encuentra dentro del tipo de vegetación denominado por Rzedowski (1978) como bosque templado de coníferas (Figura 2). Los bosques del área de estudio han sido reducidos a casi la mitad de su extensión original por actividades agrícolas y los eventos eruptivos del volcán Parícutín, ocurridos desde 1943 hasta 1952 (Bocco *et al.* 1998).

Fregoso (2000) estudió la composición florística de estos bosques. Aplicando una técnica de clasificación divisiva reconoció y describió nueve asociaciones vegetales naturales en el área de estudio. El estrato arbóreo de estas comunidades es dominado, en orden de importancia, por *Pinus pseudostrobus*, *P. montezumae*, *P. leiophylla*, *Abies religiosa*, *Carpinus carolineana*, *Quercus laurina*, *Q. conspersa*, *Q. microphylla*, *Q. rugosa*, *Alnus jorullensis*, *Clethra mexicana*, *Crataegus pubescens* y *Symplocococ citrea*. El estrato arbustivo es dominado por *Senecio angulifolius*, *Satureja macrosterma*, *Eupatorium glabratum*, *Baccharis heterophylla*, *Cestrum nitidum*, *Ternstroemia pringlei*, *Stevia rhombifolia*, *Senecio cinerarioides* y *Baccharis grandifolia*. El estrato herbáceo es dominado por *Fuchsia microphylla*, *Senecio toluccanus*, *Agrostis tolucensis*, *Castilleja arvensis*, *Heteroteca inuloides*, *Salvia mexicana*, *Piptochaetium virescens*, y *Asplenium praemorsum*. Especies características en el estrato del suelo son *Asplenium monanthes*, *Piptochaetium fimbriatum*, *Phacelia platycarpa*, *Aegopogon cenchroides* y *Bromus carinatus*.

FAUNA SILVESTRE

Se han realizado muy pocos estudios sistemáticos de la fauna silvestre de la zona. En un estudio que evaluó los patrones de diversidad de la fauna de mamíferos en fragmentos de bosque, Torres *et al.* (2003) registraron 26 especies de mamíferos, pertenecientes a 12 familias y 7 órdenes, exceptuando quirópteros y geómidos. La comparación que estos autores efectuaron entre las especies presentes y las potenciales muestran una reducción que representa más del 37%, lo que indica un proceso de defaunación importante con ausencias en la mayoría de los grupos. Entre las especies de mamíferos que tienen una relación interespecífica con la gallina de monte coluda, principalmente como depredadores, se encuentran el coyote (*Canis latrans*), la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*), el mapache (*Procyon lotor*) y el zorrillo (*Mephitis macroura*).

Uno de los primeros estudios sobre las aves de la región lo realizaron Nelson y Goldman, quienes registraron 89 especies a fines del siglo XIX (Goldman 1951). Después de la erupción del volcán Parícutín, Burt (1961) reportó 94 especies en sus alrededores. Por último, Sosa (2003) reportó 101 especies de 35 familias de aves en un estudio sobre la fragmentación de los bosques de esta comunidad indígena. En este último estudio, las especies más comunes fueron: el chipe de montaña (*Myioborus miniatus*), el ocotero enmascarado (*Peucedramus taeniatus*), el mosquero barranqueño (*Empidonax occidentalis*), el junco ojo de lumbre (*Junco phaeonotus*) y el gorrión mexicano (*Carpodacus mexicanus*). La gallina de monte coluda fue detectada esporádicamente, asumiendo la autora que no es muy común en la zona.

ACTIVIDADES HUMANAS

La comunidad indígena cuenta con 1,300 miembros y sus familias (6,253 personas). Desde los inicios de la década de 1980 la comunidad se organizó para manejar sus recursos forestales. Esta industria forestal genera 800 empleos permanentes y 200 temporales. La operación incluye todo el proceso de producción de madera, incluyendo viveros, reforestación, silvicultura, transportación, aserradero y producción de tablas y muebles de madera.

La especie forestal más importante es *Pinus pseudostrobus*. El sistema silvicultural, básicamente corta selectiva, se basa en un ciclo de 50 años con un esquema de regeneración de 10 años, que incluye tratamientos como selección de árboles individuales, árboles padre, selección por grupos y aclareo precomercial. La mayoría de los rodales han sido manejados de esta manera y pocas áreas permanecen sin cortar, principalmente en las cañadas profundas. Los incendios forestales han sido suprimidos activamente desde mediados de la década de 1980. Debido a que las perturbaciones de origen humano, principalmente por extracción de madera, representan un impacto ambiental que se presenta través del área de estudio, fueron consideradas como un factor homogéneo en este trabajo.

Hasta 1993, la comunidad extraía aproximadamente 100,000 m³ de madera por año, generando cerca de \$500,000 dólares anuales en beneficio a partir de su venta en los mercados nacional e internacional (Velázquez *et al.* 2001) Después de 1994, cuando el Tratado de Libre Comercio de Norte América entró en vigor, el mercado de los productos forestales mexicanos fue afectado negativamente; el ingreso anual de la comunidad disminuyó en 25% (comunicación personal de los administradores de la empresa forestal de la comunidad). Por lo tanto, la comunidad inició la búsqueda de usos forestales alternativos que favorecieran los mercados emergentes, tales como el uso de la fauna silvestre, ecoturismo y servicios ambientales.

CAPÍTULO 3

ABUNDANCE AND DISTRIBUTION OF THE LONG-TAILED WOOD-PARTRIDGE (*Dendrortyx macroura*) IN A TEMPERATE CONIFEROUS FOREST

(ACEPTADO en *Journal of Field Ornithology*)

Abundance and distribution of the Long-tailed Wood-Partridge (*Dendrortyx macroura*) in a temperate coniferous forest

Gilberto Chávez-León¹ and Alejandro Velázquez²

¹Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias,
Av. Latinoamericana 1101, Uruapan, Michoacán 60025, Mexico

²Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México,
Morelia, Michoacán, Mexico

ABSTRACT. The Long-tailed Wood-Partridge (*Dendrortyx macroura*) is a species endemic to Mexico, inhabiting dense coniferous forests of the Trans-Mexican Volcanic Belt and the Sierra Madre del Sur, of which little is known about its ecology and conservation status. The abundance and density of the Long-tailed Wood-Partridge was estimated by point counts with playback Distance sampling from March-October of 1998-2000 in a temperate coniferous forest managed for timber production by a Mexican indigenous community. The average detection rate was 0.31 ± 0.03 individuals per point, resulting in a mean estimate for population density of 20.9 birds/km² (range: 12.6 – 34.6 birds/km²), and a mean population estimate of 2,679 individuals (range: 1,619 – 4,434 individuals), estimated using the half-normal key function with cosine adjustments. Density estimates of the Long-tailed Wood-Partridge were determined for three groups of different plant associations: 8 individuals/km² were estimated for the first group, for the second group there were 14.6 individuals/km², and for the third group there were 21.5 individuals/km². Habitat conditions in group I are heterogeneous, including dry, open, scrubby habitats in deep ash and sand volcanic deposits, which are subject to intense human use, as well as closed canopy, humid forests with moderate human disturbance. Humid, closed canopy, multi-stratified forests characterize plant associations in groups II and III. A map of the three groups depicting wood-partridge density was generated with a geographic information system. Plant association included in groups II and III are recommended as the core area for protection of the Long-tailed Wood-Partridge.

Key words: Density estimates, distance sampling, point transects, playback, *Dendrortyx macroura*, Mexico.

The Long-tailed Wood-Partridge (*Dendrortyx macroura*) is a Mexican endemic species protected since 1994 (SEMARNAT 2002). Its main threat is habitat loss and perturbation (del Hoyo *et al.* 1994; McGowan *et al.* 1995; Fuller *et al.* 2000). Parker *et al.* (1996) consider this species to be of 'medium' sensitivity to human disturbance and of a 'medium' conservation and research priority. There are, however, no systematic quantitative population density estimates for this species and previous asystematic population density estimates vary widely. For instance, Leopold (1959) concluded that it was abundant in the dense thickets of mountain forests; on the contrary, Johnsgard (1973) suggested that even in good habitats, its population density was probably only about five pairs per km², and

McGowan *et al.* (1995) estimated a total population size between 20,000-200,000 individuals and suggested that population size was probably decreasing. Therefore, more accurate estimates for population density of the Long-tailed Wood-Partridge are necessary to determine research and conservation priorities.

This wood-partridge inhabits temperate forests with a dense shrub stratum throughout the Trans-Mexican Volcanic Belt and the Sierra Madre del Sur (AOU 1998), an area rich in endemic plant and animal taxa (Escalante *et al.* 1993; Toledo and Ordóñez 1993), and of high economic value (Style 1993). Industrial forestry (mainly timber and pine-resin tapping) in this part of Mexico has been active for several decades, however with little research into its effects on native flora and fauna.

Logging during the last century has perturbed most temperate forests in Mexico, and few forest tracts remain uncut. For example, of the original 93,560 km² of pine-oak habitat in the Sierra Madre Occidental, 571 km² remained as old-growth in 1995, a reduction of 99.4% (Lammertink *et al.* 1996). About 80% of forest area in Mexico is controlled by indigenous communities and peasants in collective ownership (Thoms and Betters 1998). This implies that natural resource management by these rural communities will define the future conservation of forest ecosystems in Mexico (Bocco *et al.* 2000). Therefore, conservation efforts cannot rely only on protected reserves, but must focus also on unprotected areas, which comprise most of the remaining habitat. The objective of this study was to document the distribution, density and abundance of a population of the Long-tailed Wood-Partridge in a temperate coniferous forest managed for timber production by the indigenous community of Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, Mexico.

STUDY AREA AND METHODS

The study was conducted in lands owned by the indigenous community of Nuevo San Juan Parangaricutiro (NSJP), located in the sub-humid temperate zone of the southwestern edge of the Trans-Mexican Volcanic Belt, western Michoacán, Mexico (Fig. 1). Extreme coordinates of this area are 19° 21' N - 19° 34' N and 102° 08' W - 102° 17' W. Elevations range from 1,800 m to 3,100 m above sea level with a mean annual precipitation of 1,200 mm concentrated from May to October and mean annual temperatures not greater than 15°C. The area is about 180 km² in size supporting temperate forests of pine, fir, oaks and agricultural lands. Agricultural clearings and eruptive events of the Parícutín volcano (1943-1952) have reduced the original forest area to approximately 128 km² (Fig. 1). Fregoso (2000) described eight plant associations (Table 1) for the area. The tree layers of these forests are dominated by *Pinus montezumae*, *P. pseudostrobus*, *P. leiophylla*, *P. michoacana*, *P. douglasiana*, *Abies religiosa*, *Carpinus carolineana*, *Quercus laurina*, *Q. rugosa*, *Q. candicans*, *Clethra mexicana*, *Arbutus xalapensis* and *Alnus jorullensis*. A dense shrub stratum, present in most of these plant communities, is dominated by *Baccharis heterophylla*, *Cestrum nitidum*, *Ternstroemia pringlei*, *Stevia*

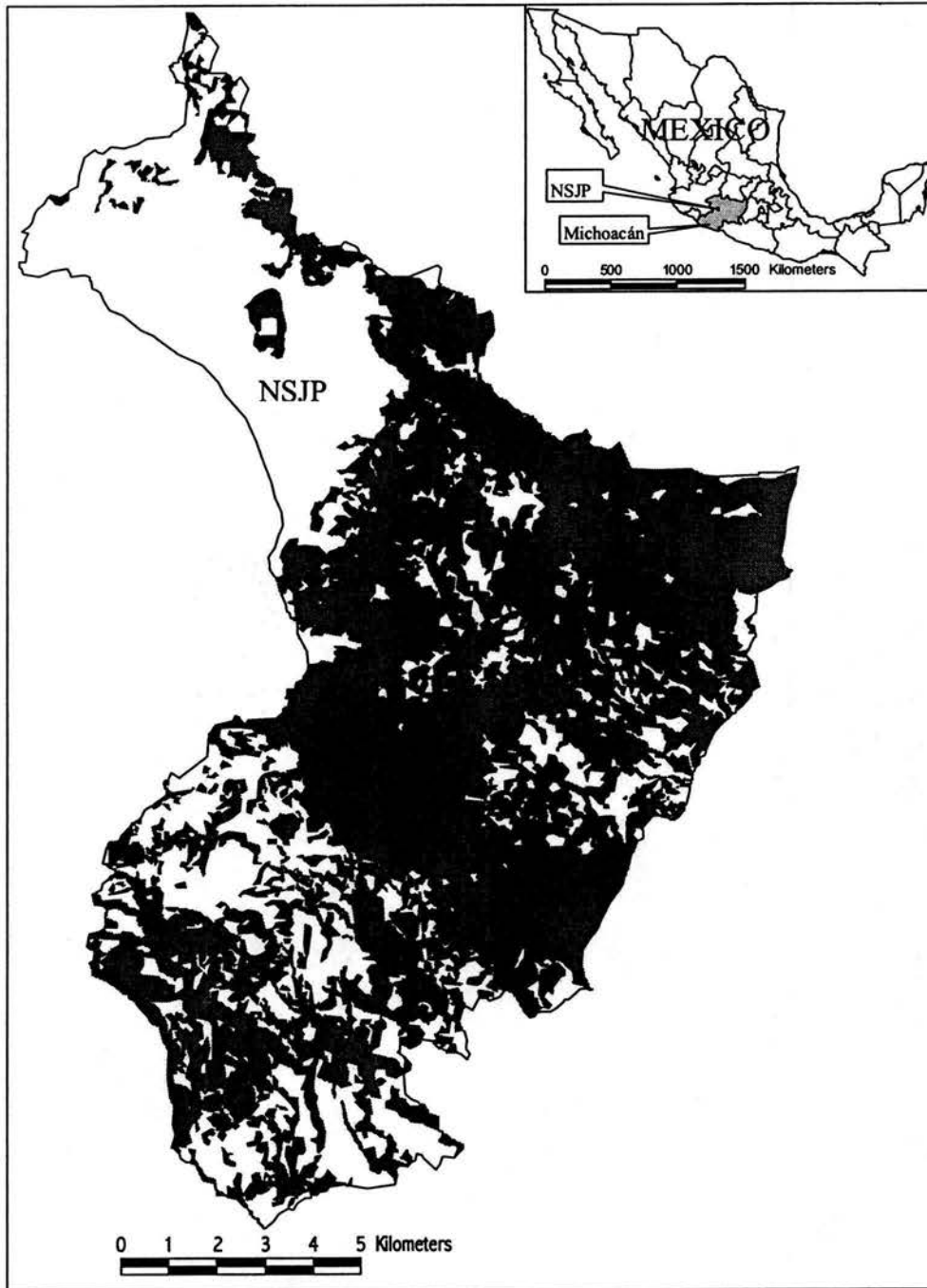


Fig. 1. Study area, Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro (NSJP), Michoacán, Mexico. Gray shading in NSJP indicates forest cover; areas in white include agriculture, lava and volcanic ash fields.

Table 1. Plant communities identified by Fregoso (2000) in Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, Mexico.

CODE	PLANT COMMUNITIES	AREA (Ha)
A	<i>Pinus montezumae</i> – <i>Dryopteris</i> sp.	158.9
B	<i>Baccharis heterophylla</i> – <i>Phacelia platycarpa</i>	569.0
C	<i>Abies religiosa</i> – <i>Galium mexicanum</i>	2,046.0
D	<i>Pinus montezumae</i> – <i>Cestrum nitidum</i>	1,371.0
E	<i>Pinus pseudostrabus</i> – <i>Ternstroemia pringlei</i>	2,823.1
F	<i>Pinus leiophylla</i> – <i>Piptochaetium virescens</i>	3,534.6
G	<i>Carpinus carolineana</i> – <i>Asplenium praemorsum</i>	374.2
H	<i>Stevia rhombifolia</i> – <i>Aegopogon cenchroides</i>	246.3
TOTAL:		11,123.1

rhombifolia, *Arctostaphylos discolor*, and *Eupatorium petiolare*. The herbaceous stratum is dominated by *Piptochaetium virescens*, *Dryopteris* sp., *Phacelia platycarpa*, *Asplenium praemorsum*, *Aegopogon cenchroides*, and *Galium mexicanum*. These forests are managed for timber production applying a selective cutting forestry system, based on a 50-year term with a 10-year regeneration scheme.

Field Methods.

Wood-partridge abundance and distribution were estimated using the point transect, or variable circular plot method (Reynolds *et al.* 1980; Bibby *et al.* 2000; Buckland *et al.* 2001) with tape playback. The use of playback to elicit vocalizations is an effective method to detect elusive or secretive birds, such as the Long-tailed Wood-Partridge and has been used to estimate the abundance of several bird species (Johnson *et al.* 1981; Marion *et al.* 1981; Legare *et al.* 1999; Bibby *et al.* 2000; Turcotte and Desrochers 2002).

Vocalizations of the Long-tailed Wood-Partridge were recorded previously in the study area with a Marantz PMD222 tape recorder and a Sennheiser ME62 microphone equipped with a 58.4 cm Telinga parabola (following Budney and Grotke 1997). Best quality recordings were transferred to a three-minute endless cassette and used for playback with a cassette player (Sony Walkman WM-FX193) connected to a portable mini speaker (Sony SRS-A21).

During a two-month pilot study most wood-partridges responded within 2–4 minutes of playback and almost none after 5 minutes (G. Chávez-León, unpub. data). Considering this, and the

risk of behavioral disturbance when playback is used for extended periods of time (Bibby *et al.* 2000), each point count was limited to duration of five minutes. In each point the cassette tape was played for one minute (three songs) followed by one minute of silence to detect wood-partridge vocalizations. This was repeated once after which the cassette tape was played for 30 seconds followed by an additional 30 sec of silence. Since most individuals (93%) were detected aurally the distance to each responding Long-tailed Wood-Partridge was estimated. Training to estimate distances was conducted during the pilot study. Because the recorder at maximum volume could not be heard clearly beyond 150 m, distance estimates were categorized as 0-25 m, 25-50 m, 50-100 m, and 100-150 m.

Data were collected using the methods outlined by Buckland *et al.* (2001). Locations for point-count sampling were established systematically in all plant associations selecting a random starting point from a 500 m grid drawn over a vegetation map of the study area. Then, a random direction was selected and 10-15 individual points were set in a linear fashion separated by at least 400 m to avoid double counting of individuals; the number of point counts within each plant association was determined proportionally to the area of each plant association (Krebs 1989). Each point was sampled only once. Sampling was done during two to three consecutive days every month from March to October of 1998-2000. No sampling was done from November-February because response rates and vocalizations decrease notably during this period (Chávez-León, unpub. data).

Point transects were conducted from dawn to 3 or 4 hours afterwards, in days with good weather without strong wind or rain. Sampling was not conducted in stands where wood harvesting was taking place or took place during the previous six months. This was done to avoid potential biases due to high levels of human activity and logging machinery noise, and the immediate effect of forest structure modification on Long-tailed Wood-Partridge abundance. Most point counts (n=441; 57.2%) were georeferenced with a global positioning system (GPS) receiver (Garmin XL12).

Data Analysis

The average number of Long-tailed Wood-Partridge detected by point transects represents a detection probability and was used as an index of relative abundance. Data collected during three years (1998-2000; 711 points) were grouped in monthly bouts (n = 21) and differences between years and among the same monthly bouts were determined with the Friedman's test (Zar 1984). Values presented here are means \pm standard error. A level of $P < 0.05$ was accepted as significant in the analyses.

The number of individual Long-tailed Wood-Partridge detected at each point count location during the three years of sampling in the whole study area was translated into general estimates of density and abundance applying distance sampling methods (Buckland *et al.* 1993, 2001). General density (D) and population size (N) in the study area were estimated with program DISTANCE 4.0 (Thomas *et al.* 2002). Various combinations of the key and adjustment functions (uniform + cosine, uniform + simple polynomial, half-normal + cosine, and half-normal + simple polynomial) were examined during the exploratory phase of the analysis; as suggested by Buckland *et al.* (2001: 69-70) the model with the smallest Akaike's Information Criterion (AIC) value was selected.

Because of the large variability in the number of Long-tailed Wood-Partridge detected and the small sample size in some plant associations, wood-partridge density could not be estimated in all plant associations. Therefore, we grouped plant associations following the *cum v̄ rule* to construct groups and boundaries between groups, using their proportional area as auxiliary variable (Cochran 1977; Krebs 1989; Velázquez 1994). In this phase of the analysis only data from georeferenced points (441) were used because they could be reliably linked to the vegetation units in a digital map. Wood-partridge population density was estimated for each group of plant associations delimited by the *cum v̄ rule*. Then, we used a geographic information system to cluster all plant associations in the same group and a map was prepared to display the distribution and density of the Long-tailed Wood-Partridge in the study area. The significance between means among plant association groups was tested with the Kruskal – Wallis test (Zar 1984). These groups and map are not intended to demonstrate relationships between habitat and wood-partridge densities; rather they depict the spatial distribution of grouped plant associations and the estimated wood-partridge density within each plant association.

RESULTS

During the three years of sampling a total of 223 individuals were detected in 711 points. These data were grouped in monthly sampling bouts, from March-October (1998, $n_1 = 6$; 1999, $n_2 = 8$; 2000, $n_3 = 7$; $n_{\text{total}} = 21$). The data did not show a normal distribution (Shapiro-Wilk test: $W_{21} = 0.836$, $P = 0.01$), thus non-parametric tests were applied in subsequent analyses. There were no significant differences between the three years of sampling (Friedman's test: $\chi^2 = 0.316$, $P = 0.854$), or among the same monthly bouts among years (Friedman's test: $\chi^2 = 7.93$, $P = 0.094$). The data were thus pooled and used to determine density and abundance estimates. In the whole study area the average number of Long-tailed Wood-Partridges detected by point was 0.31 ± 0.03 individuals, with a range of 0 - 4. The grouped data by monthly sampling bout indicated an average detection of 10.71 ± 2.29 individuals by month, with a range of 0 - 41. The distribution of the mean monthly detections showed a seasonal variation with two peaks, one in April and other from July-September, and low detection values between them (Fig. 2).

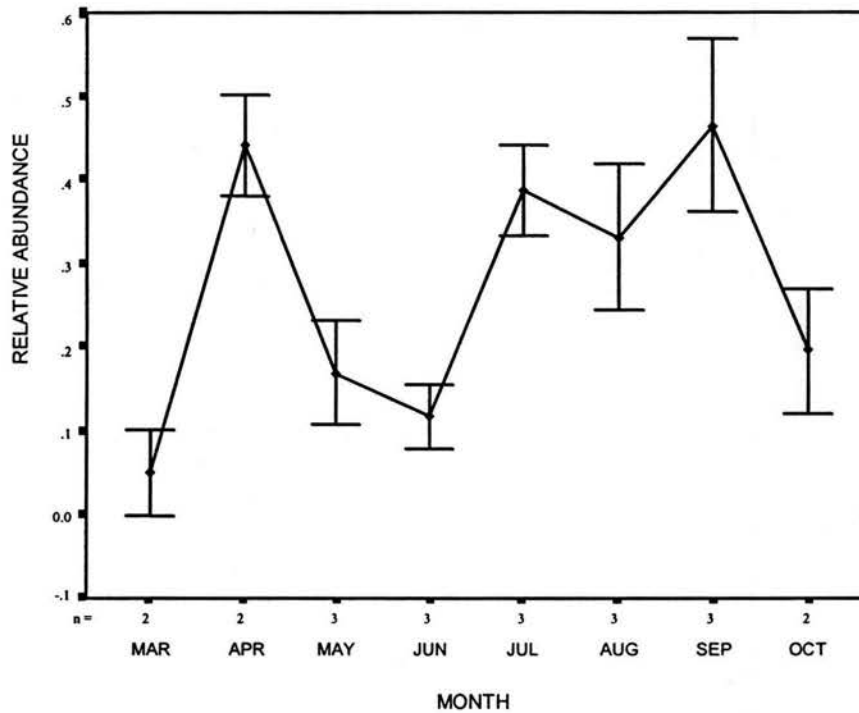


Fig. 2. Mean relative abundance of the Long-tailed Wood-Partridge during three years in Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, Mexico. Error bars indicate 1 standard error.

For the general estimate of density, the half-normal key function with cosine adjustments best met the criteria (model robustness, shape criterion, efficiency and model fit) described by Buckland *et al.* (2001). This model had the smallest AIC value (583.3) of four models with a coefficient of variation of the estimated density of 0.26. The general estimate of density for the Long-tailed Wood-Partridge in NSJP was 20.9 ± 5.4 individuals/km², with a 95% confidence interval of 12.6 – 34.6 individuals. Population size in the study area (128 km²) was estimated to be $2,679 \pm 696.9$ individuals, with a 95% confidence interval of 1,619 – 4,434 individuals.

Three groups of vegetation associations were delimited by the *cum √f rule* using the 441 georeferenced points (128 individuals detected; Table 2). Group I included four plant communities (*Pinus montezumae* – *Dryopteris* sp; *Stevia rhombifolia* – *Aegopogon cenchroides*; *Carpinus carolineana* – *Asplenium praemorsum*; *Baccharis heterophylla* – *Phacelia platycarpa*) that together encompass 12 % of the study area; group II included two plant communities (*Pinus montezumae* – *Cestrum nitidum*; *Abies religiosa* – *Galium mexicanum*) with a 32 % of the total area; and group III included two of the largest plant associations (*Pinus leiophylla* – *Piptochaetium virescens*; *Pinus pseudostrobus* – *Ternstroemia pringlei*) with 56 % of the total study area. The groups were significantly different from each other in mean relative abundance of Long-tailed Wood-Partridge (Kruskal – Wallis test; $\chi^2_2 = 8.904$, $P = 0.012$). The spatial distribution of these groups was displayed in a map (Fig.3). In group I the estimated density was 8.0 individuals/km² (low); in group II the

estimated density was 14.6 individuals/ km² (medium); and in group III the estimated density was 21.5 individuals/km² (high).

Table 2. Estimated density of the Long-tailed Wood-Partridge in three groups of plant associations, determined by the *cum √f rule* method (Krebs 1989), in Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, Mexico. Only georeferenced points (441) were used for this analysis.

Group	Points (n)	Average individuals detected	Estimated Density (indiv/km ²)
I	53	0.189	8.0
II	158	0.253	14.6
III	230	0.339	21.5
TOTAL	441		

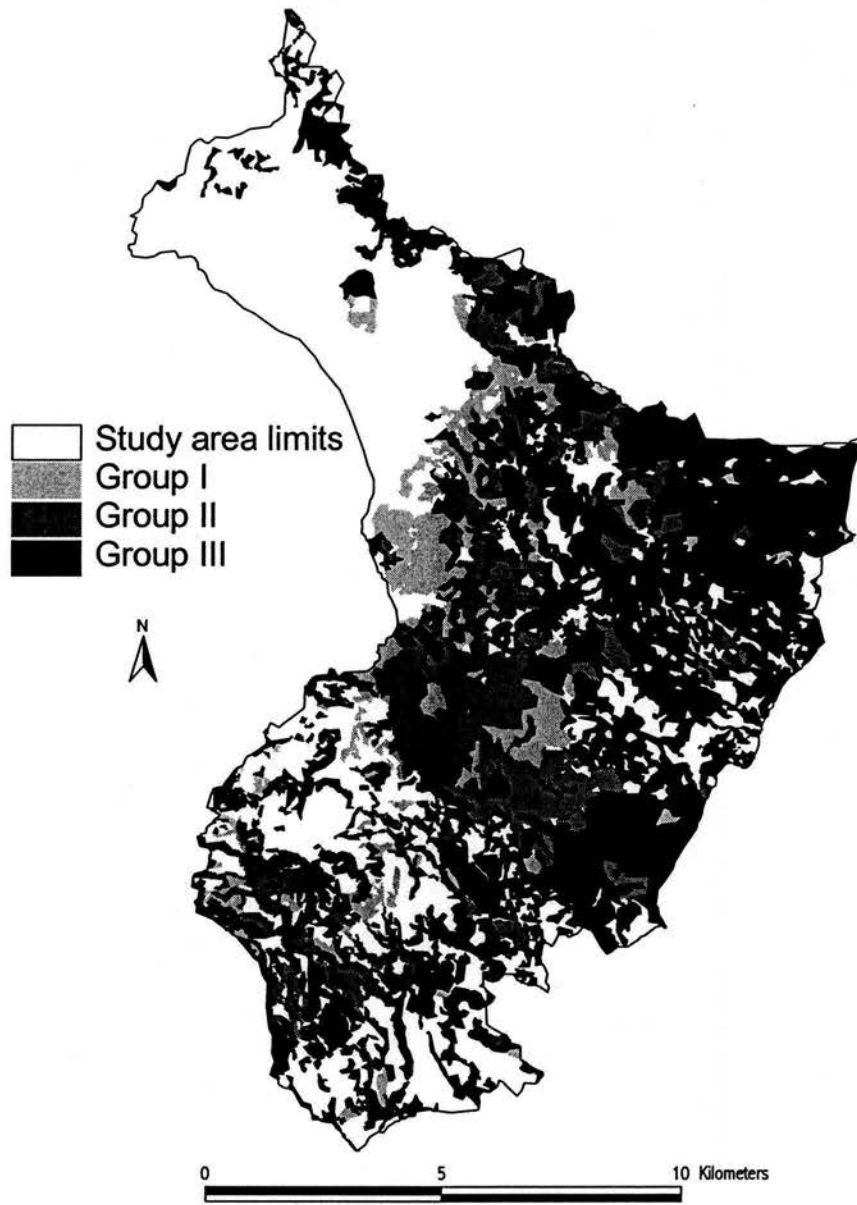


Fig. 3. Distribution of the Long-tailed Wood-Partridge at Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, Mexico. Shadings depict Long-tailed Wood-Partridge population density levels in three plant association groups: low (group I), medium (group II) and high (group III).

DISCUSSION

The Long-tailed Wood-Partridge is detected more easily by its vocalizations than by direct observation. The male as well as the female vocalize, as its two other congeners (*D. barbatus* and *D. leucophrys*). We noted small differences in voice tone between males and females that can help to differentiate the sex of the singing individual, although more conclusive evidence is needed. Songs and calls of both sexes were heard throughout the field study, indicating that vocalization is not only emitted by mating males during the breeding season. Even though there were minor sexual differences in the probability of response, we considered that both sexes responded equally to the playback, which would not affect the accuracy of the population estimates stated here.

The seasonal variation in relative abundance of the Long-tailed Wood-Partridge (Fig. 3) may be more likely related to vocalization activity than numbers of birds present; thus, the low abundance detected in May and June may reflect a diminished answering response to playbacks rather than a decrease in abundance. Nests and chicks were found during these months in the study area, indicating that adults are nesting and taking care of newborn chicks. Low vocal activity may be a strategy to avoid predators. The Long-tailed Wood-Partridge calls mainly from February until April, which coincides with the major mating season, with a peak in April (Warner 1959; Johnsgard 1988). The detection probability was also high from July through September, indicating an increase in vocalization; the authors observed groups up to 12 individuals during this season. After dispersion of the young of the year, groups of 2 to 3 birds are formed and the detection probability decreases until the beginning of the next mating season.

No other systematic population assessments of this species are available for comparison. The only published information for this and similar species is of anecdotal nature. Johnsgard (1973) estimated a Long-tailed Wood-Partridge abundance of 10 individuals/km² in 'preferred' cloud forest habitat. For a congeneric species, the Buffy-crowned Wood-Partridge (*D. leucophrys*), Johnsgard (1973) estimated a population density of 33 individuals/km² in a 6 ha study area of mature pine-oak forest in Chiapas, Mexico. A quantitative assessment for a forest dwelling quail, the Mountain quail (*Oreortyx pictus*), estimated density in yellow pine forest, shrub-steppe, and mixed forest ranged from 8.9 to 30 quail/km² (Brennan and Block 1986). The population density values of the Long-tailed Wood-Partridge for NSJP differ substantially from those of Johnsgard (1973) and are similar to those found by Brennan and Block (1986) for *O. pictus* in mixed forests.

Habitat conditions in group I are heterogeneous, including dry, open, scrubby habitats in deep ash and sand deposits from Paricutín volcano, which are also subject to heavy human activity (*Stevia rhombifolia* – *Aegopogon cenchroides* and *Baccharis heterophylla* – *Phacelia platycarpa*). Group I also includes humid, closed canopy, multistratified forests with moderate human disturbance (*Pinus montezumae* – *Dryopteris* sp. and *Carpinus carolineana* – *Asplenium praemorsum*). All plant communities in this category occupy smaller areas than the other plant communities overall (< 600 ha). However, these are the main areas devoted to extensive cattle grazing and Long-tailed Wood-Partridge local population abundance may be low due to disturbance caused by constant grazing. Habitats in

group I must be subject to management actions to control cattle grazing and to protect the remaining forest stands.

Humid, closed canopy, multi-stratified forests characterize plant communities in groups II and III (*Pinus montezumae* – *Cestrum nitidum* and *Abies religiosa* – *Galium mexicanum*; *Pinus leiophylla* – *Piptochaetium virescens*, and *Pinus pseudostrobus* – *Ternstroemia pringlei*, respectively). The main human activity in these communities is selective logging, pine-resin tapping and slight cattle grazing (Fregoso 2000). Groups II and III contain the largest percentage (82%) of the total population of Long-tailed Wood-Partridge in NSJP. Habitats included in these groups of abundance are recommended as the core area for protection, including restrictions on cattle grazing and less intensive logging.

Unlike direct methods (e.g., mark-recapture), indirect techniques can be conducted at a lower cost and can provide needed information for conservation in a simple fashion (Velázquez 1994). The results indicate that the use of distance sampling methods should be favored to estimating density of elusive and secretive quail in dense forest habitats.

ACKNOWLEDGMENTS

Funding for this study was provided by Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, A. C. (FMCN project B-1-97/004) and Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP project 1475). We thank Ambrosio Rodríguez and Roberto Ezquivel of the Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro who kindly gave permission to work on the study area and provided logistic support, respectively. We appreciate the improvements in English usage made by Jeff Thompson through the Association of Field Ornithologists' program of editorial assistance. Two anonymous reviewers provided comments for improving the manuscript.

LITERATURE CITED

- American Ornithologists' Union. 1998. Check-list of North American Birds. 7th ed. Allen Press, Kansas.
- Bibby, C. J., N. D. Burgess, D. A. Hill, and S. H. Mustoe. 2000. Bird Census Techniques, 2nd ed. Academic Press, London, UK.
- Bocco, G., A., Velázquez, and A. Torres. 2000. Ciencia, comunidades indígenas y manejo de recursos naturales: un caso de investigación participativa en México. *Interciencia* 25: 64-71.
- Brennan, L. A., and W. M. Block. 1986. Line transect estimates of mountain quail density. *Journal of Wildlife Management* 50: 373-377.
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, and J. L. Laake. 1993. Distance sampling: estimating abundance of biological populations. Chapman and Hall, London, UK.
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers, and L. Thomas. 2001. Introduction to distance sampling: Estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford, NY.

- Budney, G. F., and R. W. Grotke, 1997. Techniques for audio recording vocalizations of tropical birds. *Ornithological Monographs* 48: 147-163.
- Cochran, W. G. 1977. *Sampling Techniques*. 3rd. ed. John Wiley & Sons, New York.
- del Hoyo, J., A. Elliot, and J. Sargatal (eds.). 1994. *Handbook of the Birds of the World. Volume 2. New World Vultures to Guineafowl*. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Escalante Pliego, P., A. G. Navarro Sigüenza, and A. T. Peterson. 1993. A geographic, ecological, and historical analysis of land bird diversity in Mexico. In: *Biological Diversity of Mexico: Origins and Distribution* (T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot and J. Fa, eds.), pp. 281-307. Oxford University Press, New York, NY.
- Fregoso D., A. 2000. La vegetación herramienta base para la planeación, aprovechamiento y conservación de los recursos forestales: El caso de la comunidad indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Mich. México. B. S. thesis. Facultad de Ciencias, UNAM, Mexico.
- Fuller, R. A., J. P. Carroll, and P. J. K. McGowan. 2000. Status Survey and Conservation Action Plan 2000-2004; Partridges, Quails, Francolins, Snow Cocks, Guineafowl and Turkeys. IUCN, Gland, Switzerland.
- Johnsgard, P. A. 1973. *Grouse and Quails of North America*. University of Nebraska Press, Lincoln. NE.
- _____. 1988. *The Quails, Partridges, and Francolins of the World*. Oxford University Press, New York, NY.
- Johnson, R. R., B. T. Brown, L. T. Hight, and J. M. Simpson. 1981. Playback recordings as a special avian censusing technique. *Studies in Avian Biology* 6: 68-75.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological methodology*. Harper & Row Publishers, New York, NY.
- Lammertink, J. M., J. A. Rojas Tomé, F. M. Casillas Orona, and R. L. Otto. 1996. Status and conservation of old-growth forests and endemic birds in the pine-oak zone of the Sierra Madre Occidental, Mexico. *Verslagen en Technische Gegevens*. No. 69. Institute for Systematics and Population Biology (Zoological Museum), University of Amsterdam, The Netherlands.
- Legare, M. L., W. R. Eddleman, P. A. Buckley, and C. Kelly. 1999. The effectiveness of tape playback in estimating Black Rail density. *Journal of Wildlife Management* 63: 116-125.
- Leopold, A. S., 1959. *Wildlife of Mexico: the Game Birds and Mammals*. University of California Press, Berkeley, CA.
- Marion, W. R., T. E. O'Meara, and D. S. Maher. 1981. Use of playback recordings in sampling elusive or secretive birds. *Studies in Avian Biology* 6: 81-85.
- McGowan, P. J. K., S. D. Dowell, J. P. Carroll, and N. J. Aebischer. 1995. Partridges, Quails, Francolins, Snowcocks and Guineafowl; Status Survey and Conservation Action Plan 1995-1999. IUCN/SSC, Cambridge, UK.
- Parker III, T. A., D. F. Stotz, and J. W. Fitzpatrick. 1996. Ecological and Distributional Databases. In: *Neotropical Birds: Ecology and Conservation* (D. F. Stotz, J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III, and D. K. Moskovits). Chicago Univ. Press, Chicago. IL.

- Reynolds, R. T., J. M. Scott, and R. A. Nussbaum. 1980. A variable circular-plot method for estimating bird numbers. *Condor* 82: 309-313.
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001, Protección ambiental – Especies nativas de México de flora y fauna silvestres – Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio – Lista de especies en riesgo. In: *Diario Oficial de la Federación*, segunda sección, 6 de marzo de 2002. pp. 95-190.
- Style, B. T. 1993. Genus *Pinus*: a Mexican purview. In: *Biological Diversity of Mexico: Origins and Distribution* (T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot, and J. Fa, eds.), pp. 397-420. Oxford University Press, New York, NY.
- Thomas, L., J. L. Laake, S. Strindberg, F. F. C. Marques, S. T. Buckland, D. L. Borchers, D. R. Anderson, K. P. Burnham, S. L. Hedley, and J. H. Pollard. 2002. Distance 4.0. Release 1. [Online]. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, United Kingdom. Available at: <<http://www.ruwpa.stand.ac.uk/distance/>>
- Thoms, C. A., and D. R. Betters. 1998. The potential for ecosystem management in Mexico's forest ejidos. *Forest Ecology and Management* 103: 149-157.
- Toledo, V. M., and M. J. Ordóñez. 1993. The Biodiversity scenario of Mexico: a review of terrestrial habitats. In: *Biological Diversity of Mexico: Origins and Distribution* (T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot and J. Fa, eds.), pp. 757-777. Oxford University Press, New York, NY.
- Turcotte, Y., and A. Desrochers. 2002. Playbacks of mobbing calls of Black-capped Chickadees help estimate the abundance of forest birds in winter. *Journal of Field Ornithology* 73: 303-307.
- Velázquez, A. 1994. Distribution and population size of *Romerolagus diazi* on El Pelado volcano, Mexico. *Journal of Mammalogy* 75: 743-749.
- Warner, D. W. 1959. The song, nest, eggs, and young of the long-tailed partridge. *Wilson Bulletin* 71: 307-312.
- Zar, J. H. 1984. *Biostatistical Analysis*. 2nd ed. Prentice-Hall, New Jersey, NJ.

CAPÍTULO 4

HABITAT ASSOCIATIONS OF THE LONG- TAILED WOOD-PARTRIDGE (*Dendrortyx* *macroura*) IN A MANAGED CONIFEROUS FOREST IN MICHOACÁN, MEXICO.

(EN PRENSA en *Biodiversity and Conservation*)

Habitat associations of the Long-tailed Wood-Partridge (*Dendrortyx macroura*) in a managed coniferous forest in Michoacán, Mexico

GILBERTO CHÁVEZ-LEÓN¹, ALEJANDRO VELÁZQUEZ²,
ALEJANDRA FREGOSO² and GERARDO BOCCO³

¹Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Av. Latinoamericana 1101, Uruapan, Michoacán, C.P. 60025, Mexico; ²Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Morelia, Michoacán, Mexico; ³Instituto de Ecología, UNAM, Morelia, Michoacán, and Instituto Nacional de Ecología – Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Mexico City, México.

Key words: *Dendrortyx macroura*, habitat associations, Mexico, relative abundance, vegetation associations.

Abstract. We examined habitat associations of the endemic Long-tailed Wood-Partridge (*Dendrortyx macroura*) at the macrohabitat and microhabitat levels in a Mexican temperate forest managed for timber production. To determine what vegetation associations were used more frequently than expected, we used a map depicting the spatial distribution of eight associations and estimated relative abundances of the wood-partridge. We also measured vegetation and microhabitat variables within each association to evaluate the relationship between the wood-partridge relative abundance and these variables. The average number of Long-tailed Wood-Partridges detected was 0.31 ± 0.03 individuals per point count. The wood-partridge was detected in the eight sampled vegetation associations, with average relative abundance estimates ranging from 0.29 ± 0.18 to 3.38 ± 1.07 individuals. The highest relative abundance was found in the *Pinus pseudostrobus* – *Ternstroemia pringlei* association, which was also the association most used than expected by the wood-partridge relative to its availability. A habitat use gradient was identified by canonical correspondence analysis (CCA), showing that altitude, canopy tree cover, litter cover, and relief correlate significantly with the distribution of six plant associations and the wood-partridge. The Long-tailed Wood-Partridge reaches high abundances when values of those microhabitat variables are intermediate, and appears as a generalist in response to the distribution of the plant associations along the habitat use gradient. Our results suggest that in terms of relative abundance, not habitat quality, the *Pinus pseudostrobus* – *Ternstroemia pringlei* association represents the most favorable habitat for the Long-tailed Wood-Partridge in the study area. These results help describe the wood-partridge habitat associations for conservation purposes.

Introduction

Mexico holds one of the highest concentrations of species diversity and endemism in the World (Ramamooorthy *et al.* 1993). Most of this biological diversity is distributed in about 80 % of the territory, controlled by Mexican peasants and indigenous communities in collective ownership, (Thoms and Betters 1998). It has been suggested that the direct participation of these stakeholders is fundamental to ensure the survival of most habitats and biodiversity components (Carabias *et al.* 1994). A good example of the application of this concept is the indigenous community of Nuevo San Juan Parangaricutiro (NSJP), Michoacán, Mexico, where a landscape and participatory research approach was implemented to favor the diversified use and conservation of their natural resources (Velázquez *et al.* 2001). An analysis of biological inventories, and land and forest uses in the community identified three key species, a pine (*Pinus pseudostrobus*), the coyote (*Canis latrans*) and the Long-tailed Wood-Partridge (*Dendrortyx macroura*), as bioindicators to calibrate current forest uses and conservation practices, which were used to actually adapt resource management (Velázquez *et al.* 2001). The Long-tailed Wood-Partridge, considered as a species at risk and protected by Mexican regulations (SEMARNAT 2002), was selected because it seems to be sensitive to changes in forest structure, so that low populations will denote overused areas (Leopold 1964; Johnsgard 1988).

The Long-tailed Wood-Partridge is endemic to temperate mountain forest habitats along the Trans-Mexican Volcanic Belt and the Sierra Madre del Sur in Central and Southern Mexico (American Ornithologists' Union 1998), and is globally regarded as vulnerable (Parker *et al.* 1996). Although this wood-partridge was described since 1828 (Johnsgard 1988), no quantitative assessments of abundance or habitat use patterns have been published to date (Chávez-León 1999). Existing reports on the ecological requirements and biology of the Long-tailed Wood-Partridge are only of anecdotal nature, most of them indicating the presence of a dense shrub layer in temperate forests as an important habitat element (Ridway and Friedman 1946; Pitelka 1948; Leopold 1964; Warner 1959; Phillips 1966; Rowley 1966, 1984; Johnsgard 1973, 1988; Binford 1989; Alderton 1992; Howell and Webb 1995). This wood-partridge is a ground-dwelling, large-sized forest-adapted quail (Family Odontophoridae), with an adult total length of 38 cm, and a body mass from 350 to 465 g (Johnsgard 1973; Johnsgard 1988; Howell and Webb 1995; Chávez-León 1999). It feeds mainly on the ground scratching the litter for seeds and insects, and in shrubs and low branches of trees looking for small fruits and buds. It roosts on dense shrubs at night, singing from them at dawn and dusk. The peak breeding season is from April to August, constructing a nest on the ground concealed beneath overhanging vegetation and sometimes protected by rocks, where a clutch of four to six eggs is laid (Warner 1959; Alderton 1992; Howell and Webb 1995; Chávez-León 1999). This sparse and anecdotal information indicates that quick and robust methods are needed to provide relevant data on the habitat of the Long-tailed Wood-Partridge; this is a priority since habitat depletion is taking place at a rapid rate in Mexico (Palacio-Prieto *et al.* 2000; Velázquez *et al.* 2002).

The vegetation in an area provides important elements of the habitat of the Long-tailed Wood-Partridge; changes in the vegetation can, therefore, alter habitat conditions. Understanding how the

structure and composition of the vegetation influence habitat use is central to understanding the distribution and abundance of animals (Rotenberry 1981; Morrison *et al.* 1998). These changes in vegetation structure and animal abundance can also indicate human overuse of forest resources. Habitat has been analyzed at many scales; it has often been classed in two levels mostly: extensive or macrohabitat analysis, identifying the general environmental factors, plant cover, or seral stage of an animal's habitat; and intensive or microhabitat analysis, focusing on uncovering specific vegetation structures or environmental conditions important to the study species (Morrison *et al.* 1998). A species, however, may respond differently to specific vegetation structures or abiotic conditions (Hildén 1965; Green 1971; Dueser and Shugart 1978). Vegetation structure and environmental conditions are highly variable within a landscape; hence habitat availability will vary greatly within an area. To effectively model a species' microhabitat, the vegetation structures associated with selected habitat need to be identified. Most microhabitat analyses have used the concept of niche gestalt (James 1971) based on Hutchinson's niche theory (Hutchinson 1957, 1978). An animal's niche is defined as the "hypervolume" in the n-dimensional space of environmental characteristics that describes the conditions in which the species is found. The animal's multidimensional niche is inferred from a multivariate analysis of a suite of environmental variables measured across a range of sites (Capen 1981, Shugart 1981). This approach has been used to develop single-species habitat models (Verner *et al.* 1986). However, locating an animal at a site does not indicate that the site is suitable habitat. The site may have little or no habitat value if the animal is merely moving through the area. Some studies, however, have identified presence sites only when a particular behavior is displayed, such as singing by the study bird (James 1971, Holmes 1981). This approach increases the odds that a particular site is valued habitat and that microhabitat is being compared between areas used in the same manner.

In this study we examined habitat associations of the Long-tailed Wood-Partridge along a vegetation gradient in a temperate forest managed for timber production as a preliminary, coarse, approach. Here we (1) identify which vegetation associations are used relatively more to their availability in an area subject to structural alterations by forestry practices (macrohabitat level), and (2) provide a quantitative analysis of the structural and floristic aspects of habitat associations of the Long-tailed Wood-Partridge (microhabitat level).

Study area

Geographical location and climate

The study was conducted in forestlands belonging to the indigenous community of NSJP, located in the sub-humid temperate-zone of the southwestern range of the Trans-Mexican Volcanic Belt, western Michoacán, Mexico (Fig. 1). Extreme coordinates are 19° 21' – 19° 34' N and 102° 08' – 102° 17' W. Altitude varies from 1,800 to 3,100 meters above sea level, with a mean annual precipitation of 1,200 mm, and mean annual temperatures not greater than 15 °C. The site is almost 18,000 hectares in extent of recent volcanic origin.

Plant diversity

The study area is within the temperate coniferous forest vegetation type of Rzedowski (1978); a total of 609 plant species have been recorded in the region (Fregoso 2000). The tree layers of these temperate coniferous forests are dominated by *Pinus pseudostrobus*, *P. montezumae*, *P. leiophylla*, *Abies religiosa*, *Carpinus carolineana*, *Quercus laurina*, *Q. conspersa*, *Q. microphylla*, *Q. rugosa*, *Alnus jorullensis*, and *Clethra mexicana*; the shrub layer is dominated by *Senecio angulifolius*, *Satureja macrosterma*, *Eupatorium glabratum*, *Baccharis heterophylla*, *Cestrum nitidum*, *Ternstroemia pringlei*, and *Stevia rhombifolia*; the herbaceous layer is dominated by *Fuchsia microphylla*, *Senecio toluccanus*, *Agrostis toluccensis*, *Castilleja arvensis*, and *Heteroteca inuloides*; characteristic species in the ground layer are *Asplenium monanthes*, *Piptochaetium fimbriatum*, *Phacelia platycarpa*, and *Aegopogon cenchroides* (Rzedowski 1978; Fregoso 2000). Agricultural clearings and the eruptive events of the Parícutín volcano (1943-1952) have reduced the forest area to approximately 12,800 ha (Bocco *et al.* 1998).

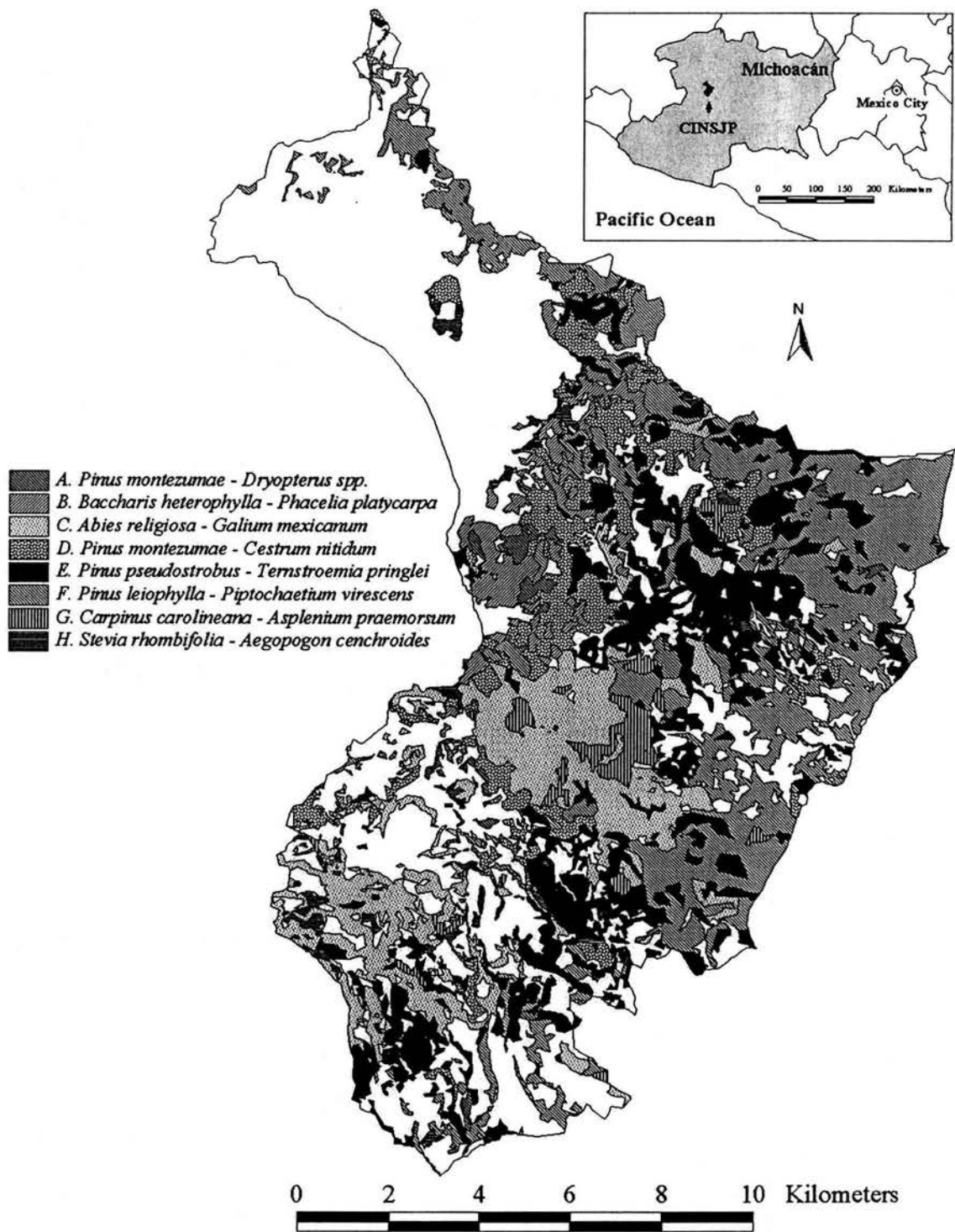


Fig. 1. Location and vegetation cover of the study area, Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro (CINSJP), Michoacán, Mexico. White areas include agriculture, grasslands, lava and volcanic ash fields.

Human impacts

The indigenous community of NSJP, which belongs to the Purhépecha ethnic group, manages the forests in the study area mainly for wood production. The most important tree species for timbering is *Pinus pseudostrabus*, distributed across most vegetation associations. The communal forestry system, basically selective cutting, is based on a 50-year turn and a 10-year regeneration scheme. It includes treatments such as selection of individual trees, shelterwood, group selection and thinning. Most forest stands have been subjected to these treatments and few areas have been left uncut, mainly in deep ravines. Forest fires are actively suppressed since the middle of the 1980-decade. Because human-made disturbances by logging activities represent a high environmental impact that is evenly present throughout the study area, this was considered as an homogeneous factor effect in this study.

Until 1993, the community harvested approximately 100,000 m³ of timber per year; this yielded about US\$500,000 a year (1993 dollars) from sale of products in national and international markets (Velázquez *et al.* 2001). After 1994, when NAFTA (North American Free Trade Agreement) came into force, the markets for Mexican timber products were negatively affected; the yearly income of the community was reduced in 25% (personal communication of community managers). Therefore, the community started seeking alternative forest uses that favor emerging markets, such as wildlife use, ecotourism and environmental services, and make this indigenous community less dependent on a single product market (Velázquez *et al.* 2001).

Methods

Based on Fregoso's data (Fregoso 2000; Fregoso *et al.* 2001) we elaborated a map depicting the spatial distribution of all vegetation associations within the study area. Long-tailed Wood-Partridge relative abundance was estimated at each vegetation association so that the habitat analyses could be evaluated relating the population abundance estimates to the vegetation map. We compared the habitats associated with and available to the Long-tailed Wood-Partridge at the spatial macrohabitat scale (among vegetation associations). Available habitat was defined as the array and abundance of vegetation associations that could be used by the wood-partridge at the study area; we assumed that all vegetation associations in the study area could be used by the wood-partridge. At the microhabitat scale (within vegetation associations) we analyzed the structure and floristic composition of vegetation associations to evaluate the variability within each macrohabitat association and detail the relationship between wood-partridges relative abundance and ecological characteristics of the microhabitat. We used this information to identify vegetation associations in need of conservation practices.

Vegetation map

By means of a divisive classification technique (TWINSPAN, Hill 1979), Fregoso *et al.* (2001) recognized and described twelve vegetation associations in the region, eight of them within the study

area (Table 1). Each vegetation association, delineated through the interpretation of aerial photos (1:25,000), represents a homogenous landscape unit expressed in a group of characteristic plant species; designation of each association was thus based on these characteristic species. We used these data to depict vegetation units in a digital map by means of a geographic information system (Fig. 1), and linked georeferenced Long-tailed Wood-Partridge abundance estimates to the vegetation associations' map via correlation analysis.

Table 1. Vegetation associations identified at Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, Mexico, with total percentage of area covered.

Code	Vegetation Association	Area (percentage)
A	<i>Pinus montezumae</i> – <i>Dryopteris</i> sp	1.5%
B	<i>Baccharis heterophylla</i> – <i>Phacelia platycarpa</i>	5.1%
C	<i>Abies religiosa</i> – <i>Galium mexicanum</i>	18.4%
D	<i>Pinus montezumae</i> – <i>Cestrum nitidum</i>	12.3%
E	<i>Pinus pseudostrobus</i> – <i>Ternstroemia pringlei</i>	25.4%
F	<i>Pinus leiophylla</i> – <i>Piptochaetium virescens</i>	31.8%
G	<i>Carpinus carolineana</i> – <i>Asplenium praemorsum</i>	3.4%
H	<i>Stevia rhombifolia</i> – <i>Aegopogon cenchroides</i>	2.1%

Long-tailed Wood-Partridge relative abundance

Few authors have reported abundance and density estimates for the Long-tailed Wood-Partridge, most of them anecdotic and contradictory. For instance, Leopold (1964) stated that this wood-partridge was abundant in the dense thickets of mountain forests where he was collecting museum specimens; Johnsgard (1973, 1988) suggested, without describing his methods, that even in good habitats the wood-partridge population density was low probably only about five pairs per km²; and McGowan *et al.* (1995), based on Johnsgard's figures (Johnsgard 1973, 1988), estimated a total population size between 20,000-200,000 individuals and suggested that population size was probably decreasing; thus, no reliable abundance estimates area available and no methods for Long-tailed Wood-Partridge survey have been developed heretofore. Therefore, the methods used in this study were adapted from those developed to detect and estimate the abundance or density of similarly elusive or secretive bird species (Johnson *et al.* 1981; Marion *et al.* 1981; Legare *et al.* 1999; Bibby *et al.* 2000; Turcotte and Desrochers 2002).

In this study the relative abundance of the Long-tailed Wood-Partridge was estimated by five-minute point counts with playback (Bibby *et al.* 2000; Buckland *et al.* 2001), also known as the

variable circular-plot method (Reynolds *et al.* 1980). Points were established systematically in all plant associations selecting a random starting point from a 500 m grid drawn over the vegetation map of the study area; from the starting point a random direction was selected and individual points were set in a linear fashion separated by at least 400 meters to avoid double counting of individuals. Points were conducted every month during two to three consecutive days from March-October of 1999-2000, starting at dawn until 3-4 hours afterwards, in days without strong wind or rain; a maximum of 10-15 points could be sampled in this linear fashion each morning. All point counts were sampled once and georeferenced with a global positioning system (GPS) receiver (12XL, Garmin Corporation, Olathe, Kansas, USA).

The average number of wood-partridges detected by point represents a detection probability and was used as an index for relative abundance. Values presented here are means \pm standard error. Differences in relative abundance between years and among months were determined with the Mann-Whitney and Kruskal-Wallis tests, respectively (Zar 1984).

Macrohabitat associations

The method suggested by Neu *et al.* (1974) was followed to determine which vegetation associations were used more or less frequently than expected. This method uses a chi-square statistic to compare the frequency of the observed with the expected values in each vegetation association. We used the likelihood ratio test (*G-test*; Zar 1984) to determine the use of vegetation associations in proportion to availability. Expected frequencies of use values were based on the proportions of total area of vegetation associations, which were estimated from the digital vegetation map generated with data from Fregoso *et al.* (2001). Observed frequency of use values were based on the numbers of wood-partridge detected in each vegetation association. Following Neu's method (Neu *et al.* 1974), the expected value was subtracted from the observed value per vegetation association, in order to obtain an index of habitat use (Velázquez and Heil 1996). A positive figure indicates that the vegetation association is used more than expected, whereas a negative figure indicates that the vegetation association is used less than expected. Next, all vegetation associations were ranked and then plotted from the lowest index of habitat use to the highest. The highest index represents the most favorable habitat conditions and the lowest index represents the least favorable. In this study we define favorable habitat in terms of relative abundance. We do not make conclusions about habitat quality because we did not measure and compare survival and reproductive success (Van Horne 1983).

Microhabitat associations

Because of the difficulty to visually locate all Long-tailed Wood-Partridges detected and then measure habitat on the site of location, we used the correlation method of habitat analysis (Larson and Bock 1986; Velázquez and Heil 1996) to evaluate the variability within each macrohabitat association. With this method microhabitat characteristics are measured at random and averaged to give estimates of

habitat characteristics for each vegetation association. These average habitat characteristics are then correlated with abundances of the birds along a number of sites within each vegetation unit. Unlike the bird-centered method (used vs. not used sites; James 1971; Brennan *et al.* 1987), the correlation method does not assume equal sample sizes for microhabitat characteristics and bird abundances measured at used sites. Microhabitat characteristics were examined with a series of variables measured in the study area by Fregoso *et al.* (2001). They surveyed 105 quadrants of vegetation using the phytosociological method proposed by Werger (1974) and Braun-Blanquet (1979). The information registered in each quadrant included a general physiognomic and physiographic description of the site. Variables measured were altitude, slope, relief, percentage of ground covered by soil, litter, stones and rocks, cover-abundance of plant species, and a floristic list. Cover-abundance of each plant species was recorded indicating the layer where it was present (canopy tree stratum, lower tree stratum, shrub stratum, herbaceous stratum and ground stratum). Cover was estimated as the vertical projection of the whole aerial cover of each individual plant (sum of the cover of all individuals of the same species) when projected over the ground surface (Werger 1974). Ninety-nine plant species were identified in these quadrants.

A selection of the explanatory variables was conducted in order to eliminate redundant variables and depict those with more statistical significance. Differences between individual microhabitat variables among the eight vegetation associations were tested based on a nonparametric Kruskal-Wallis analysis of variance (Zar 1984). This test's statistic was approximated by χ^2 because the number of groups (vegetation associations) was > 5 (Zar 1984, p. 178). A level of $P < 0.05$ was accepted as significant. Variables with no statistical significance were not included in the following analysis.

Canonical Correspondence Analysis (CCA) was used as an exploratory tool to explain the variation within the vegetation associations and their relationship to Long-tailed Wood-Partridge abundance estimates (Jongman *et al.* 1995; ter Braak 1995). In CCA the main matrix included the set of 99 plant species identified by Fregoso *et al.* (2001); the second matrix was formed with the six environmental variables that showed statistical significance ($P < 0.05$; altitude, canopy tree cover, herbaceous cover, litter cover, bare soil cover, and relief). We conducted a Monte Carlo permutations test to determine the significance of the eigenvalue in the first axis; hence, the significance of the plant-environment association. To identify the way these variables influence the distribution of the Long-tailed Wood-Partridge, we followed the method of Velázquez and Heil (1996), overlaying two new axes over the ordination biplot: first, scores for the Long-tailed Wood-Partridge were estimated as a passive species (ter Braak 1995) and plotted on the ordination biplot; then, the first axis was drawn with a dashed line crossing the centroid of the ordination biplot and coordinates of the wood-partridge. This axis represents a habitat use gradient (HUG). The second axis was drawn with a dashed line perpendicular to the first axis crossing the centroid of the ordination biplot; this axis was used as a threshold. Analyses were conducted with program PC-ORD for Windows (McCune and Mefford 1997).

Results

Long-tailed Wood-Partridge relative abundance

There were no significant differences in relative abundance between years ($U = 26.0$, $P = 0.867$) and among months ($\chi^2 = 10.285$, $P = 0.173$); thus, the abundance data were pooled and used in the analyses. The average number of Long-tailed Wood-Partridges per point count in the whole study area was 0.31 ± 0.03 individuals. The wood-partridge was detected in the eight sampled vegetation associations, with average relative abundance estimates ranging from 0.29 ± 0.18 to 3.38 ± 1.07 individuals detected. The highest relative abundance was found in the *Pinus pseudostrobus* – *Ternstroemia pringlei* association (3.38 ± 1.07), followed by *Abies religiosa* – *Galium mexicanum* (2.89 ± 0.84), *Pinus leiophylla* – *Piptochaetium virescens* (2.31 ± 0.66), *Pinus montezumae* – *Dryopteris* sp (1.33 ± 0.88), *Baccharis heterophylla* – *Phacelia platycarpa* (1.00 ± 0.79), *Pinus montezumae* – *Cestrum nitidum* (0.77 ± 0.28), and *Carpinus carolineana* – *Asplenium praemorsum* (0.29 ± 0.18). The small sample size in *Stevia rhombifolia* – *Aegopogon cenchroides* ($n = 2$), a scattered scrub vegetation association, precluded the estimation of relative abundance and was not included in the following analyses.

Macrohabitat analysis

Macrohabitat use by the Long-tailed Wood-Partridge was not in proportion to the relative areas of available vegetation associations (Fig. 2). Neu's method (Neu *et al.* 1974) demonstrated that the use of vegetation associations differed significantly ($G = 18.283$, $P < 0.025$). According to this method, the *Pinus pseudostrobus* – *Ternstroemia pringlei* association (E in Fig. 2), the habitat type with the highest wood-partridge relative abundance estimate, was used more disproportionately than expected. The associations of *Baccharis heterophylla* – *Phacelia platycarpa* (low wood-partridge abundance; B) and *Pinus montezumae* – *Dryopteris* sp. (medium wood-partridge abundance; A) were used also more than expected. The associations of *Abies religiosa* – *Galium mexicanum* (high wood-partridge abundance; C) and *Carpinus carolineana* – *Asplenium praemorsum* (lowest wood-partridge abundance; G) were positioned on the negative side close to the zero line. The associations of *Pinus montezumae* – *Cestrum nitidum* (low wood-partridge abundance; D) and *Pinus leiophylla* – *Piptochaetium virescens* (medium wood-partridge abundance; F) were the areas most infrequently used by the Long-tailed Wood-Partridge.

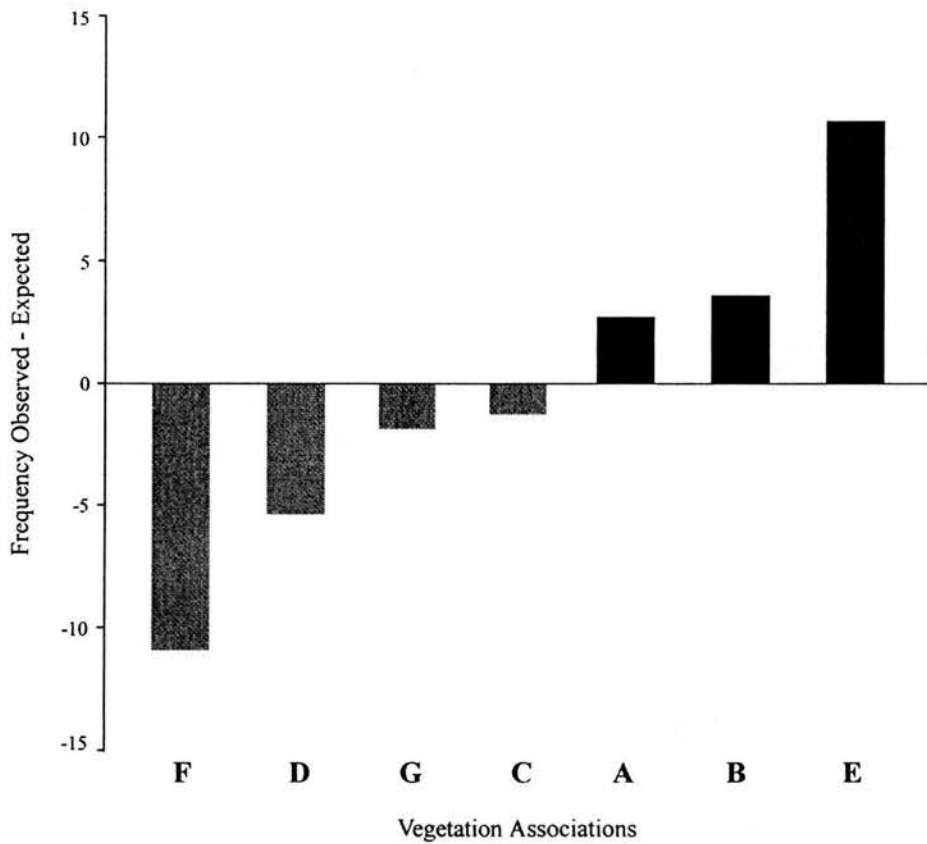


Fig. 2. Habitat use pattern of the Long-tailed Wood-Partridge (*Dendrortyx macroura*) at Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, Mexico, obtained by Neu's method (Neu *et al.* 1974). The ordinate shows the observed frequency minus the expected frequency based on proportions of available vegetation associations. The abscissa represents the habitat utilization gradient and along this axis the eight vegetation associations were first ranked and then plotted. Vegetation associations used less than expected are placed below the zero line, unlike plant communities used more than expected which are placed above the zero line. See Table 1 for letter codes.

Microhabitat analysis

The average microhabitat structure and composition varied greatly among the eight vegetation associations; six of the 12 variables showed statistically significant differences: altitude (Kruskal-Wallis test; $\chi^2 = 27.238$, $P < 0.001$), canopy tree cover ($\chi^2 = 17.494$, $P = 0.014$), herbaceous cover ($\chi^2 = 14.435$, $P = 0.044$), litter cover ($\chi^2 = 23.539$, $P = 0.001$), soil cover ($\chi^2 = 27.830$, $P < 0.001$), and relief ($\chi^2 = 16.736$, $P = 0.019$), and were entered in the CCA analysis.

CCA showed that eigenvalues of the first and second species axes (0.470 and 0.304, respectively, scaling $\alpha = 0$) of the plant species indicated a good segregation of the vegetation associations along the axes. The first and second environmental axes were significantly correlated with the first and second species axes (first axis $r = 0.872$, second axis $r = 0.799$). In the ordination biplot (Fig. 3) only characteristic plant species and representative sampling sites (quadrants with data on most of the variables and representing each vegetation associations) of each vegetation association were plotted to simplify the diagram presentation. Length of the arrows is indicative of the total variance accounted for by the environmental variable, and thus for the importance of the variable (ter Braak 1995). The CCA biplot showed a distinct altitudinal gradient along the first ordination axis ($r = 0.717$), with increasing litter cover ($r = 0.644$). The second axis of the biplot was correlated (negatively) with increasing percent of tree cover ($r = -0.674$) and a complex relief ($r = -0.540$). Percent soil cover ($r = 0.448$) and herbaceous cover ($r = 0.455$) showed a weaker correlation with both axes. The results of the Monte Carlo permutation test (400 permutations) excluded the possibility of obtaining the same or better ordination by chance only with these variables ($\lambda_1 = 0.411$, $P = 0.04$; $\lambda_2 = 0.304$, $P = 0.0025$). Following Velázquez and Heil (1996) method of overlaying two new axes on the ordination biplot, we identified an environmental gradient (Fig. 3). When the representative quadrants were projected onto the first axis (HUG) the actual ranking of vegetation associations along the habitat use gradient was identified. Associations on the wood-partridge side, ranked from higher altitude, more percent of litter, less percent of canopy tree cover and less complex relief, were: *Pinus pseudostrobus* – *Ternstroemia pringlei* (E), *Pinus montezumae* – *Dryopteris* sp (A), *Pinus montezumae* – *Cestrum nitidum* (D), *Carpinus carolineana* – *Asplenium praemorsum* (G), *Abies religiosa* – *Galium mexicanum* (C), and *Baccharis heterophylla* – *Phacelia platycarpa* (B). The only association located on the opposite side of the threshold, at lower altitude, with more percent cover of canopy trees, and a more complex relief, was *Pinus leiophylla* – *Piptochaetium virescens* (F). The position of the Long-tailed Wood-Partridge near the center of the biplot indicates that it reaches peak abundances when values of altitude, litter cover, tree cover and relief are intermediate, and appears as a generalist in response to the distribution of the plant associations along the habitat use gradient (HUG).

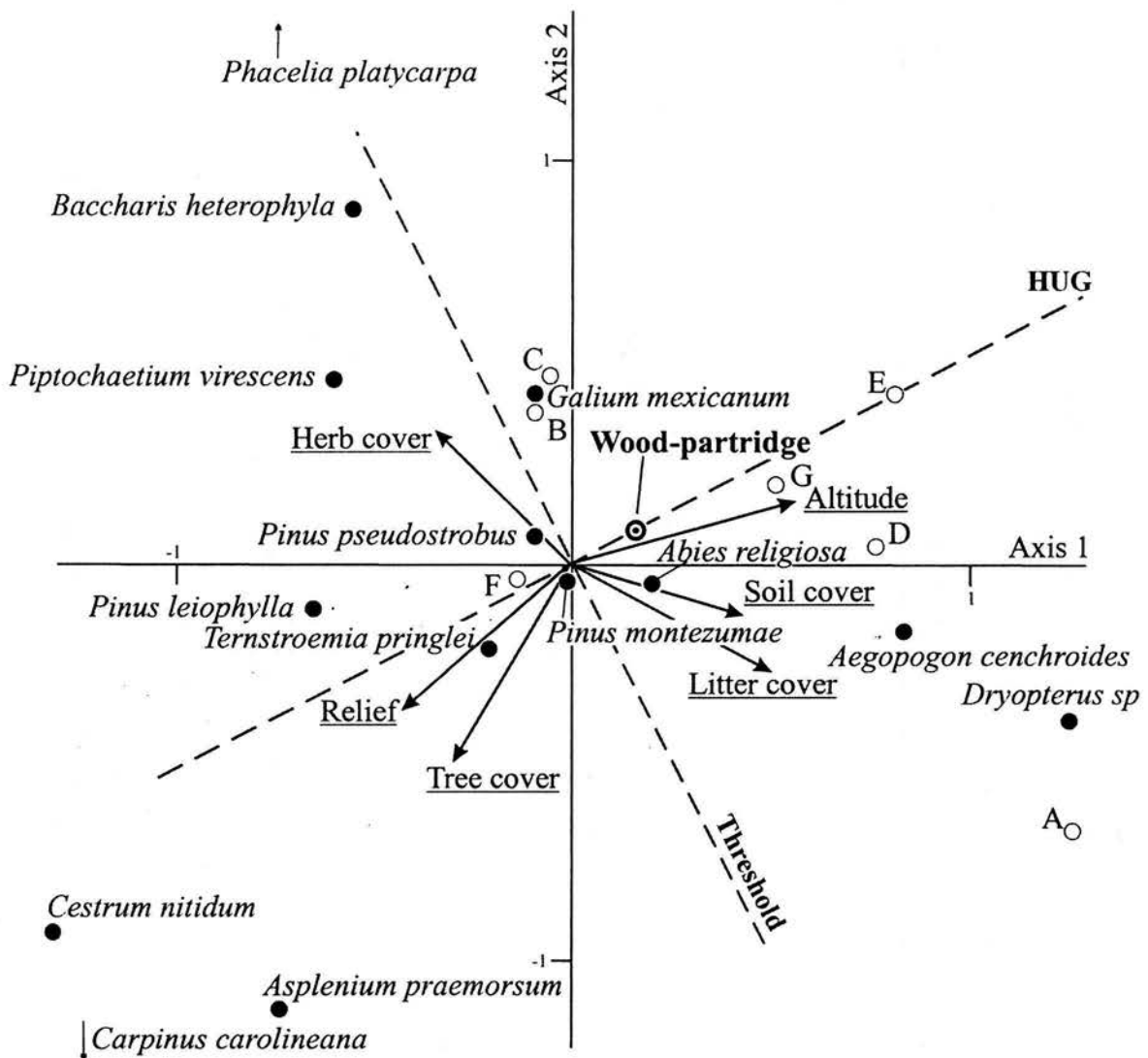


Fig. 3. Ordination biplot of the vegetation associations at Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, Mexico. The perpendicular line from each axis to the arrowhead of an environmental variable is the correlation of that variable with the axis. Both axes are statistically significant at $P < 0.05$. The primary gradient is from low altitude to high altitude (left to right) and from less percent of tree canopy cover to more percent tree canopy cover (top to bottom). The Long-tailed Wood-Partridge is near the center of the biplot and has intermediate correlations with the environmental variables. Blank dots are representative quadrants per vegetation association, and black dots are characteristic plant species.

Discussion

When comparing results of the macrohabitat (Neu *et al.* 1974) and microhabitat (Velázquez and Heil 1996; CCA) methods, slight differences are detected. The vegetation association of *Pinus pseudostrobus* – *Ternstroemia pringlei* (E in Figs. 2 and 3) was positioned in the most favorable position by both methods. This was the vegetation association most disproportionately used by the Long-tailed Wood-Partridge in relation to relative available area and with more wood-partridge individuals than average; thus, representing the most favorable habitat. The only vegetation associations that were also positioned on this same side with both methods were *Pinus montezumae* – *Dryopteris* sp. (A) and *Baccharis heterophylla* – *Phacelia platycarpa* (B). The associations of *Abies religiosa* – *Galium mexicanum* (C) and *Carpinus carolineana* – *Asplenium praemorsum* (G) were positioned just below the zero line by Neu's method, and were ranked near the wood-partridge position along the HUG by CCA. This indicates that the abundance of the Long-tailed Wood-Partridge in these vegetation associations can increase or decrease depending on the intensity of forestry practices (increase or decrease in timber extraction by area unit; G. Chávez-León and A. Velázquez, personal observation). Finally, the position of the *Pinus leiophylla* – *Piptochaetium virescens* association (F) in the less favorable habitats by both methods, indicates that this vegetation association represents the most unfavorable conditions for the Long-tailed Wood-Partridge.

In the present study only data from natural vegetation associations were analysed because the aim was to elucidate the major ecological factors influencing habitat associations of the Long-tailed Wood-Partridge. Human activities and volcanic events in the study area are predominant in determining the distribution of deforested areas (agriculture, recent ash and lava deposits), but their effects are uneven. At forested areas, however, man-made disturbances are evenly present through timbering activities; thus, these disturbances were considered as a homogeneous factor effect.

Although the Long-tailed Wood-Partridge was found in all vegetation associations studied, only one of them, *Pinus pseudostrobus* – *Ternstroemia pringlei*, was used disproportionately more than expected in relation to available relative area. Therefore, the habitat utilization pattern suggested that the wood-partridge, although not restricted to a particular habitat condition as depicted by vegetation associations of temperate coniferous forests, has more preference for one particular vegetation association. In this study, a focus on measuring direct variables that may determine the distribution of the wood-partridge (e.g., food availability, food quality, competition, predation) was not established as the main aim. In contrast, the present approach was restricted to finding the variables most likely to influence the distribution of the species among a mosaic of different vegetation associations. The relatively close position of the Long-tailed Wood-Partridge to the centroid of the ordination biplot (Fig. 3) was indicative of the small direct influence of the variables measured on the distribution of the wood-partridge (ter Braak 1995). The actual variables influencing the disproportionately use by this species of *Pinus pseudostrobus* – *Ternstroemia pringlei* remain to be uncovered. This is a multilayered forest with a dense shrub stratum, covering gentle slopes and deep ravines at high altitudes (> 2500 m), with a deep litter cover over the ground, (Fregoso 2000). In contrast, the least used vegetation

association, *Pinus leiophylla* – *Piptochaetium virescens*, is found in steep slopes or level ground, at lower altitudes (< 2400 m), with little or no shrub stratum present. Both associations share most floristic elements (Fregoso 2000; Fregoso *et al.* 2001), indicating that plant composition is not the main factor to explain habitat use by the Long-tailed Wood-Partridge. Physiognomics and physiography thus may explain the wood-partridge - habitat associations observed.

In this study we did not measure the adaptive importance of the different vegetation associations nor their quality. In order to do this, competition, predation, productivity, survival, and reproductive success have to be directly quantified and compared (Van Horne 1986). Although the concept that density could be a misleading indicator of habitat quality is well known, few studies directly measure habitat quality (Morrison *et al.* 1998). We restricted our work to document the ecological amplitude of the Long-tailed Wood-Partridge, which in turn may help to turn the outcomes into practical conservation actions.

The heterogeneous environment of the Long-tailed Wood-Partridge distribution range is reflected in a mosaic of vegetation associations or habitats. Consequently, to document the habitat associations by this species all natural habitat types were taken into account. However, the identification of habitat types for the study of bird species along gradients has been rather arbitrary, relying mostly on compositional or structural differences of the vegetation (Morrison *et al.* 1998). In this study it was observed that vegetation associations were strata with large environmental diversity, complex biotic processes, and man-made disturbances. This was reflected by a mosaic of habitat types where the relative abundance of the Long-tailed Wood-Partridge differed substantially within each habitat, so that few significant differences were observed between strata. The major differences between vegetation associations include the presence of diagnostic exclusive tree and shrub species. It is yet to be ascertained whether man-made environmental or biotic processes are the cause of these differences in distribution and abundance of the Long-tailed Wood-Partridge.

Lack of additional data from the whole distribution range of the Long-tailed Wood-Partridge precludes the generalization of these results; that information is needed to document the actual habitat utilization pattern along a gradient of resources. Furthermore, future research on the Long-tailed Wood-Partridge must concentrate on identifying and analysing the separate roles of critical resources and the factors constraining their use, as suggested by Morrison (2001); habitat *per se* can provide only a limited explanation of the ecology of an animal. A major constraint is that habitat can remain the same while use of niche parameters by an animal can change. Static habitat analysis can fail as a predictor of animal performance because constraints on exploitation of critical resources and consideration of critical limiting factors ought to be considered by the researcher (Morrison 2001).

Conservation implications

To determine conservation priorities for the Long-tailed Wood-Partridge, it would be necessary to estimate its actual minimum viable habitat and population size gathering a large amount of data on resource use, demography, home range, predation and competition. This is not feasible in the short

term, unlike conservation actions which are urgently needed (Velázquez *et al.* 2001). For conservation purposes, habitat types with the highest relative abundances of Long-tailed Wood-Partridge and used disproportionately more frequently than expected (*Pinus pseudostrabus* – *Ternstroema pringlei*; Fig. 2) must have a protection priority because they represent the most favorable habitat for the wood-partridge. This would increase its probability of survival by protecting the most stable habitats. We do not propose any changes in forestry practices for this association, except to maintain structural diversity. For habitat types with little differences between observed and expected use values, near the zero line (Fig. 2), (*Carpinus carolineana* – *Asplenium praemorsum*, *Abies religiosa* – *Galium mexicana*) we propose more conservative wood-harvesting practices in order to increase Long-tailed Wood-Partridge numbers. The loss of revenue for this action can be compensated by alternative nonconsumptive activities, such as ecotourism and marketing of environmental services (CO₂ sequestration). These alternatives have already been put in practice by the indigenous community generating additional revenue for approximately US\$10,000 a year (Velázquez *et al.* 2001; Olguín 2001); likewise, the Mexican government has already established a program to finance payment for environmental services to peasant communities holding forest lands.

Acknowledgements

Funding for this study was provided by FMCN (Mexican Fund for Nature Conservancy, project B-1-97/004), INIFAP (Mexican Institute for Forest, Agriculture and Livestock Research, project 1475), UNAM (National Autonomous University of Mexico-DGPA projects IN101900 and IN210599) and CONABIO (Mexican Committee for Biodiversity Study and Conservation, project R092). We thank Ambrosio Rodríguez and Roberto Ezquivel of the Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro who kindly gave permission to work on the study area and provided logistic support, respectively. Two anonymous reviewers provided comments for improving the manuscript.

References

- Alderton D. 1992. The Atlas of Quails. T.H.F. Publications, Neptune City, New Jersey.
- American Ornithologists' Union. 1998. Check-list of North American Birds, 7th edn. Allen Press, Kansas.
- Bibby C. J., Burgess N. D., Hill D. A. and Mustoe S. H. 2000. Bird Census Techniques, 2nd edn. Academic Press, London.
- Binford L. C. 1989. A distributional survey of the birds of the Mexican state of Oaxaca. *Ornithological Monographs* 43: 1-418.
- Bocco Verdinelli G., Velázquez Montes J. A. and Grabach C. S. 1998. Geomorfología y recursos naturales en comunidades rurales. El caso de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán. *Geografía y Desarrollo* 16: 71-84.

- Braun-Blanquet J. 1979. *Fitosociología: Base para el Estudio de las Comunidades Vegetales*. H. Blume Ediciones, Madrid.
- Brennan L. A., Block L. A., and Gutiérrez R. J. 1987. Habitat use by mountain quail in northern California. *Condor* 89: 66-74.
- Buckland S. T., Anderson D. R., Burnham K. P., Laake J. L., Borchers D. L., and Thomas L. 2001. *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Oxford University Press, Oxford.
- Capen D. E. (ed.) 1981. *The use of multivariate statistics in studies of wildlife habitat*. U.S. Forest Service, Gen. Tech. Rep RM-87.
- Carabias J., Provencio E. and Toledo C. 1994. *Manejo de Recursos Naturales y Pobreza Rural*. UNAM-FCE, Mexico City.
- Chávez-León, G. 1999. *Gallina Cimarrona: Historia Natural*. Folleto Divulgativo Núm 3. Campo Experimental Uruapan, INIFAP, México.
- Dueser R. D. and Shugart H. H. 1978. Microhabitats in a forest-floor small mammal fauna. *Ecology* 59: 89-98.
- Fregoso A., 2000. *La vegetación como herramienta base para la planeación, aprovechamiento y conservación de los recursos forestales: el caso de la comunidad indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Mich. México*. B.Sc. Thesis. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Fregoso A., Velázquez A., Bocco G. and Cortéz G.. 2001. El enfoque paisajístico en el manejo forestal en la comunidad indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, México. *Investigaciones Geográficas* 46: 58-77.
- Green R. H. 1971. A multivariate statistical approach to the Hutchinsonian niche: bivalve molluscs of central Canada. *Ecology* 52: 543-556.
- Hildén O. 1965. Habitat selection in birds. *Annales Zoologici Fennici* 2:5 3-75.
- Hill M. O. 1979. TWINSPLAN – A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of individuals and attributes. Cornell University, Ithaca, New York.
- Holmes R. T. 1981. Theoretical aspects of habitat use by birds. In: Capen D. E. (ed.), *The Use of Multivariate Statistics in Studies of Wildlife Habitat*, pp. 33-37. U.S. Forest Service, Gen. Tech. Rep RM-87.
- Howell S. N. G. and Webb S. 1995. *A Guide to the Birds of Mexico and Northern Central America*. Oxford University Press, New York.
- Hutchinson G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposium. Quantitative Biology* 22: 415-427.
- Hutchinson G. E. 1978. *An Introduction to Population Ecology*. Yale University Press, New Haven, Connecticut.
- James F. C. 1971. Ordinations of habitat relationships among breeding birds. *Wilson Bulletin* 83: 15-236.

- Johnsgard P. A. 1973. Grouse and Quails of North America. University of Nebraska Press, Lincoln, Nebraska.
- Johnsgard P. A. 1988. The Quails, Partridges and Francolins of the World. Oxford University Press, London, England.
- Johnson R. R., Brown B. T., Hight L. T., and Simpson J. M.. 1981. Playback recordings as a special avian censusing technique. *Studies in Avian Biology* 6: 68-75.
- Jongman R.H.G, ter Braak C.J.F. and. van Tongeren R. (eds.). 1995. *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Larson D. L. and Book C. E. 1986. Determining avian habitat preference by bird-centered vegetation sampling. In: Verne, J., Morrison M. L., and Ralph C. J. (eds.), *Wildlife 2000: Modeling Habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates*, pp. 37-43. University of Wisconsin Press, Madison.
- Legare M. L., Eddleman W. R., Buckley P. A., and Kelly C. 1999. The effectiveness of tape playback in estimating Black Rail density. *Journal of Wildlife Management* 63: 116-125.
- Leopold A. S. 1959. *Wildlife of Mexico: the Game Birds and Mammals*. University of California Press, Berkeley, California.
- Marion, W. R., O'Meara T. E., and Maher D. S. 1981. Use of playback recordings in sampling elusive or secretive birds. *Studies in Avian Biology* 6: 81-85.
- McCune B. and Mefford M. J. 1997. *Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 3.17. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon.
- McGowan P. J. K., Dowell S. D., Carroll J. P., and Aebischer N. J. 1995. Partridges, Quails, Francolins, Snowcocks and Guineafowl; Status Survey and Conservation Action Plan 1995-1999. IUCN/SSC, Cambridge.
- Morrison M. L. 2001. A proposed research emphasis to overcome the limits of wildlife-habitat relationship studies. *Journal of Wildlife Management* 65: 613-623.
- Morrison M. L., Marcot B. G. and Mannan R. W. 1998. *Wildlife-Habitat Relationships: Concepts and Applications*, 2nd edn. University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin.
- Neu C. W., Byers C. R. and Peek J. M. 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* 38: 541-545.
- Olguín Alvarez M. I. 2001. Incorporación de la captura de carbono como propuesta de manejo forestal integral: estudio de caso en una comunidad de la Meseta Purhépecha, México. B. Sc. Thesis. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Palacio-Prieto J. L., Bocco G., Velázquez A., Mass J-F., Takaki-Takaki F., Victoria A., Luna-González L., Gómez-Rodríguez G., López- García J., Palma Muñoz M., Trejo-Vázquez I., Peralta Higuera A., Prado-Molina J., Rodríguez-Aguilar A., Mayorga-Saucedo R. and González Medrano F. 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. *Investigaciones Geográficas* 43: 183-203.

- Parker III T. A., Stotz D. F. and Fitzpatrick J. W. 1996. Ecological and Distributional Data Bases. In: Stotz D. F., Fitzpatrick J. W., Parquer III T. A. and Moskovits D. K. (eds.), *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*, pp. 113-436. University Of Chicago Press, Chicago.
- Phillips A. R. 1966. Further systematic notes on Mexican birds. *Bulletin British Ornithological Club* 86: 86-94.
- Pitelka F. A. 1948. Notes on the distribution and taxonomy of Mexican game birds. *Condor* 50: 113-123.
- Ramamoorthy T. P., Bye R., Lot A. and Fa J. (eds.). 1993. *Biological Diversity of Mexico: Origins and Distribution*. Oxford University Press, New York.
- Reynolds R. T., Scott J. M. and Nussbaum R. A. 1980. A variable circular-plot method for estimating bird numbers. *Condor* 82: 309-313.
- Ridway R. and Friedman H. 1946. *The Birds of North and Middle America. Part X. Cracidae to Meleagrididae*. U. S. National Museum Bulletin 50, Smithsonian Institution, Washington.
- Rotenberry J. T. 1981. Why measure bird habitat? In: Capen, D. E. (ed.), *The Use of Multivariate Statistics in Studies of Wildlife Habitat*, pp. 29-32. U. S. Forest Service, General Technical Report, RM-87.
- Rowley J. S. 1966. Breeding records of the birds of the Sierra Madre del Sur, Oaxaca, Mexico. *Proceedings Western Foundation of Vertebrate Zoology* 1: 107-204.
- Rowley J. S. 1984. Breeding records of land birds in Oaxaca, Mexico. *Proceedings Western Foundation of Vertebrate Zoology* 2: 73-224.
- Rzedowski J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México, D. F.
- SEMARNAT. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001, Protección ambiental – Especies nativas de México de flora y fauna silvestres – Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio – Lista de especies en riesgo. In: *Diario Oficial de la Federación*, segunda sección, 6 de marzo de 2002. pp. 95-190.
- Shugart H. H. 1981. An overview of multivariate methods and their application to studies of wildlife habitats. In: Capen D. E. (ed.), *The Use of Multivariate Statistics in Studies of Wildlife Habitat*, pp. 4-10. U.S. Forest Service, Gen. Tech. Rep RM-87.
- ter Braak C. J. F. 1995. Ordination. In: Jongman R.H.G., ter Braak C.J.F. and van Tongeren O.F.R. (eds.), *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*, pp. 91-173. Cambridge University Press, Cambridge.
- Thoms C. A. and Betters D. R. 1998. The potential for ecosystem management in Mexico's forest ejidos. *Forest Ecology and Management* 103: 149-157.
- Turcotte Y. and Desrochers A. 2002. Playbacks of mobbing calls of Black-capped Chickadees help estimate the abundance of forest birds in winter. *Journal of Field Ornithology* 73: 303-307.
- Van Horne B. 1983. Density as misleading indicator of habitat quality. *Journal of Wildlife Management* 47: 893-901.

- Van Horne B. 1986. When habitats fail as predictors - the researcher's viewpoint. In: Verner B, Morrison M. L. and Ralph C. J. (eds.), *Wildlife 2000: Modelling Habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates*, pp. 257-258. University of Wisconsin Press, Wisconsin.
- Velázquez A. and Heil G. H. 1996. Habitat suitability study for the conservation of the volcano rabbit (*Romerolagus diazi*). *Journal of Applied Ecology* 33: 643-654.
- Velázquez A., Bocco G. and Torres A. 2001. Turning scientific approaches into practical conservation actions: the case of Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Mexico. *Environmental Management* 5: 655-665.
- Velázquez A., Mas J. F., Díaz-Gallegos J. R., Mayorga-Saucedo R., Alcántara P. C., Castro R., Fernández T., Bocco G., Ecurra E. and Palacio J. L. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica* 62: 21-37.
- Verner J., Morrison M. L., and Ralph C. J. (eds.). 1986. *Wildlife 2000: Modeling Habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates*. University of Wisconsin Press, Madison.
- Warner D. W. 1959. The song, nest, eggs, and young of the Long-tailed Tree-partridge. *Wilson Bulletin* 71: 307-312.
- Werger M. J. 1974. On concepts and techniques applied in the Zurich-Montpellier method for vegetation survey. *Bothalia* 11: 309-323.
- Zar H. J. 1984. *Biostatistical Analysis*, 2nd ed. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, New Jersey.

CAPÍTULO 5

DISCUSIÓN Y

CONCLUSIONES GENERALES

PATRONES DE ABUNDANCIA Y DENSIDAD

La probabilidad de detección es la probabilidad de registrar la presencia de un ave si ésta se encuentra en el punto donde se está haciendo el conteo (Pendleton 1995). El método de conteos por punto asume que la cantidad de individuos detectados representa una proporción constante de la cantidad real presente a lo largo del tiempo y el espacio, lo que ha sido cuestionado debido a que la multitud de factores que afectan a la probabilidad de detección de los individuos no son constantes (Thompson 2002, Rosenstock *et al.* 2002). Los conteos realizados por el método de conteos por punto pueden ser ajustados por considerar a los individuos presentes pero no detectados mediante métodos *ad hoc* (Emlen 1971) o técnicas cuyos ajustes se basan en teoría estadística, como el muestreo de distancias (Buckland *et al.* 1994). El muestreo de distancias usa procedimientos de campo que son similares a los conteos de detecciones de aves usados como índices de abundancia, pero que tienen un componente analítico que modela la variación en la detectabilidad de las especies para producir estimaciones directas de su densidad (Rosenstock *et al.* 2002). La teoría del muestreo de distancias asume que la probabilidad de detección de un animal disminuye al incrementarse la distancia desde el punto de conteo (Lancia *et al.* 1994, Buckland *et al.* 2001). En el presente estudio se detectó a *D. macroura* más frecuentemente por medio de sus vocalizaciones, ya que habita en áreas de vegetación densa donde se dificulta su observación directa. La probabilidad de detección media que se estimó con el programa DISTANCE fue 0.65, valor que fue usado por el programa para ajustar los conteos y estimar la densidad poblacional y abundancia.

Varios factores afectan la probabilidad de detección de las aves, incluyendo diferencias entre observadores (entrenamiento, experiencia, edad, motivación, agudeza auditiva y visual y nivel de fatiga), los atributos físicos y conductuales de la especie (tamaño corporal, color del plumaje, fuerza y frecuencia de las vocalizaciones, estado fisiológico, densidad, edad y sexo), las diferencias estructurales de la vegetación, el relieve del terreno, la hora del día y el clima (Ralph *et al.* 1995, Rosenstock *et al.* 2002, Thompson 2002). Para casos en que la especie bajo estudio no vocaliza espontáneamente o lo hace infrecuentemente, Lynch (1995) propuso compensar esos factores mediante el uso de estímulos auditivos que inducen el canto y así aumentar la probabilidad de detección, aunque persisten diferencias temporales relacionadas con las estrategias conductuales de las especies; en general, la vocalización inducida disminuye hacia mediodía y fuera de la época de reproducción. Para probar las observaciones de Lynch (1995), durante el estudio piloto mencionado en el Capítulo 3 de este trabajo, se comparó la cantidad de individuos que vocalizaron en puntos de conteo en los que no se usaron grabaciones de su canto con puntos donde sí se usaron, observando una diferencia significativa (Prueba de Mann-Whitney: $U = 4590.5$, $P < 0.001$) Sin grabación se obtuvo una detección promedio de 0.42 ± 0.09 individuos por punto de conteo, mientras que con las grabaciones la detección promedio se incrementó hasta 0.77 ± 0.13 individuos durante ese estudio piloto.

La técnica de inducir la vocalización para incrementar la probabilidad de detección de aves poco conspicuas, ha sido usada exitosamente con otras especies de codornices forestales. Aguilar-Rodríguez (2000) la aplicó para registrar la presencia de *D. barbatus*, en los bosques mesófilos de

montaña de la Sierra Norte de Oaxaca, documentando la extensión de su rango. Otro caso es el de *Odontophorus columbianus*, codorniz con distribución restringida a los bosques de montaña del norte de Venezuela, estudiada por Carrol y Hoogestein (1995), quienes determinaron la existencia de una población mayor de la esperada.

El uso de métodos de estimulación de la vocalización es adecuado para detectar la presencia de *D. macroura*. Los resultados de este trabajo indican que los métodos de muestreo de distancias son confiables para estimar la densidad y abundancia de codornices difíciles de detectar en vegetación forestal densa.

La abundancia o la densidad poblacional son meras representaciones estadísticas de la distribución de los individuos (Brown 1995), por lo que se considera que la abundancia de las especies y el tamaño de su rango geográfico no son independientes (Lawton 1993, Gaston 1994). Esta correlación, sin embargo, es débil porque las especies no se distribuyen homogéneamente y tienen marcadas diferencias en abundancia dentro de su rango, por lo que una o más de las tasas demográficas (nacimiento, muerte, inmigración y emigración) también cambian a lo largo de su rango de distribución en respuesta a cambios en el ambiente y los recursos (Lawton 1993). Por lo tanto, la abundancia poblacional que se estimó para *D. macroura* en la zona de estudio ($2,679 \pm 696.9$ individuos, con un intervalo de confianza del 95% de 1,619 – 4,434 individuos), no puede ser extrapolada para estimar su abundancia total en todo su rango de distribución. Sin embargo, es mayor de lo que se esperaría para una zona de vegetación perturbada por causas humanas, dado que se ha propuesto que esta especie está restringida a hábitats no perturbados, al menos en Guerrero (Navarro 1992). Estas estimaciones de abundancia también indican que la población real global puede ser mayor que la propuesta por McGowan *et al.* (1995: 20,000 a 200,000 individuos).

La densidad poblacional promedio de *D. macroura* en NSJP (20.9 individuos/km²) fue más alta que la reportada por Johnsgard (1973) y Romo y Urbina (1999) para esta misma especie en Morelos. Watson (2002) estimó una abundancia relativa de 0.37 para *D. macroura* en bosques húmedos de pino-encino y mesófilos de montaña poco perturbados de Oaxaca, ligeramente superior a la que se encontró en NSJP (0.31), aunque determinada por diferentes métodos. Navarro (1992) observó que esta especie era abundante (“observada en cantidades en cada visita”) en el bosque mesófilo de montaña no perturbado de la Sierra de Atoyac, Guerrero. Los valores de densidad que se estimaron en este trabajo son similares a los de Johnsgard (1973) para *D. leucophrys* en un bosque maduro de pino-encino en Chiapas. Los valores reportados por Brennan y Block (1986) para *Oreortyx pictus* en bosques mixtos de California son similares a los encontrados para la gallina de monte coluda en NSJP. Es posible que en zonas no perturbadas, tales como zonas inaccesibles o áreas naturales protegidas, su densidad sea mayor. Por ejemplo, en el Parque Nacional Barranca del Cupatitzio, ubicado 5 km al este de NSJP, se estimó una abundancia de 40 individuos/km² en 1999 (Chávez-León 1999b). Estas estimaciones de densidad y abundancia indican que es una especie abundante a escala local, con un rango de distribución geográfica pequeño, lo que contradice la hipótesis de la dependencia entre abundancia y tamaño del rango (Lawton, 1991, Gaston 1994).

El patrón espacial de abundancia de esta especie en NSJP se caracteriza porque existen mayor abundancias y densidad de población en las asociaciones vegetales más húmedas, multiestratificadas y de mayor extensión, en las que las actividades humanas se limitan al aprovechamiento maderero selectivo y la extracción de resina de pino. Menores abundancias se encuentran en las asociaciones más secas, con menor diversidad estructural y con pequeña superficie, donde la ganadería extensiva y la recolección de leña son permanentes. Esto es similar a la distribución de *D. macroura* en Oaxaca, donde Watson (2003) encontró las mayores abundancias relativas en fragmentos de mayor extensión de bosque de pino-encino húmedo y las menores abundancias en los bosques secos.

PATRONES DE USO DEL HABITAT

La vegetación forestal en NSJP aun forma la mayor parte de la matriz del paisaje, en la que las asociaciones vegetales forman un mosaico casi continuo. Esta matriz ha sido modificada de manera variable por el desmonte de pequeñas parcelas para la agricultura y fruticultura, apertura de caminos y extracción de arena. Existen pequeños fragmentos de bosque que han quedado aislados fuera de la matriz, principalmente en la zona frutícola y otros fragmentos asilados por efecto de las erupciones del volcán Parícutín. Por lo tanto, el uso del hábitat y la abundancia de *D. macroura* en la zona de estudio se ven afectados por el principal factor de perturbación que es el aprovechamiento forestal selectivo, que se manifiesta de manera homogénea en toda el área forestal.

Al comparar los resultados de los métodos de uso del macrohábitat (Neu *et al.* 1974) y microhábitat (Velázquez and Heil 1996; CCA), se detectaron pequeñas diferencias. La asociación vegetal de *P. pseudostrobus* – *T. pringlei* fue situada en la posición más favorable en los diagramas generados con ambos métodos. Esta fue la asociación que fue más usada por *D. macroura* en relación con el área relativa disponible y en la que se estimó la mayor abundancia, representando por lo tanto el hábitat más favorable. Las únicas asociaciones vegetales que también fueron situadas en la posición más favorable de los diagramas con ambos métodos fueron *P. montezumae* – *Dryopteris* sp. y *B. heterophylla* – *P. platycarpa*. Las asociaciones de *A. religiosa* – *G. mexicanum* y *C. carolineana* – *A. praemorsum* fueron situadas justo por debajo de la línea de cero por el método de Neu, y fueron clasificadas cerca de la posición de *D. macroura* a lo largo del gradiente de uso del hábitat mediante CCA. Finalmente, la posición de *P. leiophylla* – *P. virescens* en el extremo de los hábitat menos favorables, indica que esta asociación vegetal representa las condiciones menos favorables para esta especie.

En este estudio, no se estableció como finalidad medir las variables que directamente pueden determinar la distribución de esta especie (v.gr. disponibilidad de alimento, calidad del alimento, competencia, depredación). En contraste, el enfoque se restringió a encontrar las variables que con mayor probabilidad influyen en su distribución entre un mosaico de diferentes asociaciones vegetales. La asociación de *P. pseudostrobus* – *T. pringlei* en particular, es un bosque multiestratificado con un estrato arbustivo denso, que cubre laderas ligeras y barrancas profundas a mayor altitud (> 2500 m), con un estrato de hojarasca profundo (Fregoso 2000). En contraste, la asociación vegetal menos usada,

P. leiophylla – *P. virescens*, se encuentra en laderas fuertes o terrenos planos, a menor altitud (< 2400 m), con poco o ningún estrato arbustivo. Ambas asociaciones comparten la mayoría de los elementos florísticos (Fregoso 2000; Fregoso *et al.* 2001), indicando que la composición florística no es el principal factor que explique el patrón de uso del hábitat de *D. macroura* en la zona de estudio. Entre los principales factores limitantes de la distribución de los animales se encuentran sus recursos alimenticios (Welty 1975, Caughley y Sincalir 1994), en este caso su fuente principal son las plantas que producen las semillas y frutos de los que esta especie se alimenta, además de invertebrados. Las observaciones de Leopold (1964), Romo y Urbina (1999) y las del autor de este trabajo, indican que su dieta es amplia e incluye una variedad de especies que se desarrollan en el estrato arbustivo, principalmente especies secundarias, aunque también consume bellotas de encino (*Quercus* spp.). Posiblemente se alimente de manera oportunista, como la mayoría de las especies de odontophoridos (Carroll 1994), modificando su dieta a través del año conforme la disponibilidad de recursos va cambiando en función de la fenología de las diversas plantas disponibles. Para confirmar esto se necesita analizar sus hábitos alimenticios, lo que requiere de un tamaño de muestra mucho mayor del que representan los ejemplares disponibles en los museos.

La fisionomía y la fisiografía explican mejor las asociaciones observadas entre esta especie y la vegetación; su relativamente cercana posición al centroide del diagrama de ordenación es indicativa de la pequeña influencia de las variables medidas en su distribución (ter Braak 1995). Los animales individuales seleccionan el hábitat de manera diferencial y de acuerdo con su disponibilidad. El método de Neu *et al.* (1974) usado en esta tesis es relativamente insensible a la variabilidad individual debido a que los datos son agrupados para su análisis. Otros métodos (Johnson 1980, Alldredge y Ratti 1986, Aebischer *et al.* 1993) tratan a los animales como unidades de muestreo y son afectados por diferencias individuales tanto en uso del hábitat como en estimaciones de disponibilidad. En una comparación entre el método de análisis composicional (Aebischer *et al.* 1993) y el método de bondad de ajuste de χ^2 (Neu *et al.* 1974), Bingham y Brennan (2004) mostraron que el primero produce sesgos sistemáticos al generar errores Tipo I con mayor frecuencia que el segundo, debido a que requiere de una modificación para incluir parches de hábitat con áreas muy pequeñas y 0 % de uso, lo que no requiere el método de Neu *et al.* (1974).

Es necesario resaltar que una predicción de abundancia o densidad no es necesariamente una predicción de éxito reproductivo o calidad del hábitat. Aunque en este trabajo no se hacen conclusiones sobre calidad del hábitat *per se*, se puede inferir que si la abundancia se incrementa con un particular elemento del hábitat, ese elemento es apropiado para la especie y el hábitat que incluye ese elemento puede ser de buena calidad. El hábitat, sin tener en cuenta la abundancia de individuos, no puede ser considerado de alta calidad si las especies tienen bajo éxito reproductivo (Van Horne 1983, Vickery *et al.* 1992).

RAREZA Y VULNERABILIDAD

El término “endémico”, en su uso biogeográfico común, no necesariamente implica rareza o rango de distribución pequeña (Kluckenberg y Rabinowitz 1985). De acuerdo a Gaston (1994), las especies son endémicas de un área sólo si se encuentran ahí y no en otro lugar. Las especies pueden ser endémicas de un área y tener grandes niveles de abundancia u ocurrencia que los de muchas otras especies que se encuentran ahí mismo.

Existe poca evidencia de que las especies raras tienen nichos ecológicos más estrechos que los de las especies abundantes, pero el conjunto de condiciones que conforman el nicho son más escasas o inusuales en el espacio físico para las especies raras que para las abundantes (Gaston 1994). Las especies pueden explotar un rango amplio de condiciones localmente, por lo que tendrán altas densidades, y podrán sobrevivir en más sitios. Inevitablemente, las especies raras tenderán a ser registradas en menos sitios de los que en realidad ocurren simplemente porque no han sido detectadas adecuadamente. La rareza, ya sea expresada en términos de abundancia o tamaño de rango, es indudablemente un determinante principal del riesgo de extinción de una especie (Gaston 1994).

La rareza de una especie por sí misma no es suficiente para predecir la probabilidad de extinción (Gaston 1994). El riesgo de extinción depende de su abundancia, el tamaño de su rango de distribución, atributos del ambiente (variación temporal y espacial de las variables del hábitat, así como la frecuencia de catástrofes), característica de la especie (tamaño corporal, especificidad de hábitat o dieta, longevidad, habilidad de dispersión y nivel trófico), y la dinámica de metapoblaciones (Kattan 1992, Gaston 1994, Pulliam 1988). Respecto al enfoque de metapoblaciones, es necesario hacer la distinción entre poblaciones fuente y resumidero (Pulliam 1988). Las poblaciones fuente, en las que la reproducción excede a la mortalidad, pueden sostener a las poblaciones resumidero, en las cuales la reproducción no compensa a la mortalidad. Las especies cuyas poblaciones regionales se estructuran de esta manera tendrán un mayor riesgo de extinción que en las que una mayor proporción de individuos ocurren en poblaciones auto sustentadas (Gaston 1994).

La clasificación de rareza propuesta por Rabinowitz *et al.* (1988) permite predecir la vulnerabilidad de una especie a escala local y global. La vulnerabilidad local es determinada por la especificidad del hábitat y el tamaño de la población, mientras que la vulnerabilidad global es determinada por la distribución geográfica (Kattan 1992). Considerando los resultados de este trabajo, así como los de Navarro (1992), Romo y Urbina (1999) y Weston (2003) es posible establecer que *D. macroura* tiene una distribución geográfica estrecha y una especificidad de hábitat restringida, pero su abundancia local puede ser alta o media, por lo que de acuerdo a la clasificación de Rabinowitz *et al.* (1986) esta especie es endémica restringida (Tabla 1).

Tabla 1. Distribución de *D. macroura* de acuerdo a las tres dimensiones de rareza propuestas por Rabinowitz *et al.* (1986)

Distribución geográfica:		Amplia		Estrecha	
		Amplia	Restringida	Amplia	Restringida
Abundancia local	Abundante	Común	Predecibles	Improbable	Edémicas <i>Dendrotyx macroura</i>
	Escasa	Dispersa		No existente	

La dependencia de *D. macroura* de bosques de coníferas y de bosques mesófilos de montaña determinan su vulnerabilidad, aunque de manera diferencial. En el caso de los bosques de conífera su principal amenaza es la perturbación y degradación por explotación maderera, y en el caso de los bosques mesófilos de montaña es su desaparición por cambio de uso del suelo (Navarro 1992, Palacio-Prieto *et al.* 2002, Watson 2003). En el primer caso, las poblaciones pueden persistir, aunque con abundancia escasa, siempre y cuando permanezca la matriz de vegetación forestal, como en las asociaciones vegetales más secas y perturbadas de NSJP. Pero cuando se elimina el bosque mesófilo, se producen extinciones locales de esta codorniz con efectos en su distribución altitudinal y geográfica (Navarro 1992). La aplicación del método de evaluación del riesgo de extinción de las especies silvestres de México, de acuerdo a la norma oficial mexicana 059-2001 (SEMARNAT 2002), arroja resultados similares, y elevaría a *D. macroura* de su actual clasificación como especie sujeta a protección especial a la categoría de especie amenazada (ver Anexo).

IMPACTO DEL MANEJO FORESTAL

Las prácticas de manejo forestal selectivo y la supresión de incendios, como en NSJP, cambian la estructura y composición del bosque al reducir la frecuencia de fuegos de baja intensidad, reducir el número de árboles grandes, incrementar la densidad de árboles pequeños y posiblemente reducir la extensión del estrato arbustivo (Weaver 1974, Fregoso *et al.* 2001). Estos cambios tienen efecto de largo alcance en la composición y distribución de la comunidad de aves al desaparecer componentes de su hábitat que les proporcionan sustrato alimenticio y de anidación (Hejl 1994, Steadman 1997). Para mantener la viabilidad de las especies asociadas a los atributos ambientales del piso forestal que se pierden con la extracción selectiva de árboles con diámetro mayor a 40 cm y la excesiva acumulación de materiales combustibles en el suelo, es necesario aplicar prácticas de manejo forestal que mitiguen esa pérdida y que promuevan una estructura vertical más compleja que la actualmente existente. El

aclareo, remoción de árboles de diámetro pequeño y bajo valor económico que crecen en rodales muy densos (Daniel *et al.* 1982), incrementa la apertura del dosel estimulando el crecimiento del estrato arbustivo, lo que simula el efecto de los incendios de baja intensidad en beneficio de las especies de aves asociadas a este estrato vegetal (Siegel y DeSante 2003), aunque esto incrementa las fluctuaciones de temperatura en el suelo forestal (Calvert *et al.* 1989).

Respecto a la extracción selectiva, no está claro si la relación inversa entre la intensidad del corte de arbolado maduro y la densidad y diversidad de la comunidad de aves observada en los bosques del occidente de los Estados Unidos (Scott y Gotfried 1983, Annand y Thompson 1997, Rodewal y Smith 1998), se presenta en las comunidades de aves de los bosques templados de México, aunque sí se ha observado en relación con otros organismos, como la mariposa monarca (*Danaus plexippus*) en su área de invernación en México (Calvert *et al.* 1989). Otro factor que afecta negativamente a las aves del suelo forestal, es la ganadería extensiva de vacunos que se practica en NSJP, ya que reduce la extensión y disponibilidad de los estratos herbáceo y arbustivo por forrajeo directo, además de que compacta y erosiona el suelo por apisonamiento.

CONCLUSIONES

La probabilidad de detección promedio de *D. macroura* en la zona de estudio es baja (0.42), pero puede ser incrementada mediante el uso de estímulos auditivos para inducir la vocalización, alcanzando mayores valores promedio (0.65). Sin embargo, aun aplicando estímulos auditivos, presenta una marcada variación temporal de tipo bimodal a lo largo del año. La mayor probabilidad de detección se encuentra durante la época de apareamiento (fines de marzo y principios de abril) y en la época previa a la dispersión de los grupos familiares (septiembre). Estas son las dos temporadas del año en que la detección de esta especie es más eficiente.

La abundancia de esta especie en la zona de estudio es mayor de lo esperado basándose en la información previamente publicada y contrario a lo establecido por los modelos de rareza que asumen dependencia entre el tamaño del rango geográfico y la abundancia (Lawton 1993, Gaston 1994). De acuerdo a estos modelos, se esperaría que una especie con un rango de distribución pequeño como ésta, fuera poco abundante a escala local. Los resultados indican lo contrario y son apoyados por los datos de alta abundancia encontrados por Navarro (1992) y abundancia media por Watson (2003) en Guerrero y Oaxaca, respectivamente, quienes la caracterizaron como especie microendémica.

La densidad y el uso del hábitat no son similares en las diferentes asociaciones vegetales donde fue detectada *D. macroura*, lo que indica un uso desigual del hábitat (macrohábitat), con preferencia por la asociación de *P. pseudostrabus* – *T. pringlei*. Esto muestra que a esta escala, la especie tiene un alto grado de especificidad del hábitat. Las asociaciones vegetales estudiadas pertenecen jerárquicamente sólo a un tipo de vegetación, el bosque templado de coníferas, pero la especie también se distribuye en bosques mesófilos de montaña, principalmente en la Sierra Madre del Sur y en la Sierra Madre Oriental, donde este tipo de vegetación tiene una distribución más extensa que en el Eje Neovolcánico (Palacio-Prieto *et al.* 2000). Tomando en cuenta la distribución de la especie en estos

dos tipos de vegetación, se puede considerar que a escala de tipo de vegetación, *D. macroua* presenta una especificidad menos amplia que a escala de asociación vegetal.

A escala de microhábitat, la abundancia y distribución de *D. macroua* no muestran correlación con la composición florística. Las asociaciones vegetales identificadas como las más usadas y las menos usadas por esta especie, comparten la mayoría de los elementos florísticos. La estructura vertical de la vegetación y el ambiente físico están más correlacionadas con su abundancia y distribución, pero esta correlación no es tan fuerte como para predecir su distribución y abundancia. Contrario a lo establecido en la literatura (Warner 1959, Schaldach 1963, Leopold 1964, del Hoyo *et al.* 1994, Howell y Webb 1995), la presencia de un estrato arbustivo denso no fue identificada como un factor que se relaciona con su abundancia y uso del hábitat, aunque en otros odontophoridos, como *O. columbianus*, si se ha demostrado esta correlación (Bonacorso y Barreto 2002). Sin embargo, en la asociación vegetal más usada, *P. pseudostrobus* – *T. pringlei*, el estrato arbustivo es más denso que en las asociaciones menos usadas.

Se esperaba que las actividades de manejo forestal en la zona de estudio modificaran la abundancia y uso del hábitat de *D. macroua*, al considerársele como una especie restringida a hábitats no perturbados. Los datos obtenidos indican que es más abundante de lo esperado en una situación de perturbación constante de la vegetación. Surgen dos explicaciones alternativas. Primero, la especie tiene un nicho ecológico más amplio que lo esperado, lo que le permite aprovechar los recursos disponibles en situaciones de perturbación de la vegetación. Segundo, la población en la zona de estudio se conforma como una metapoblación, representando esas asociaciones vegetales hábitat resumidero con mayor densidad que en el hábitat fuente. Para confirmar ambas explicaciones se necesitan determinar parámetros demográficos, como natalidad y mortalidad, en las diferentes asociaciones vegetales.

D. macroua es una especie con distribución geográfica restringida, de alta especificidad de hábitat, pero con densidad de población mayor a lo esperado. Aplicando el modelo de Rabinowitz *et al.* (1986) para predecir su grado de rareza con base en su distribución geográfica, su especificidad de hábitat y su abundancia local, se le puede caracterizar como una especie endémica estrecha y vulnerable, a pesar de que tolera la perturbación de la vegetación por prácticas de aprovechamiento forestal selectivo.

Esta especie tolera las perturbaciones provocadas por el manejo forestal controlado, como el que se lleva a cabo en NSJP, ya que su abundancia y densidad fueron mayores en la asociación vegetal dominada por el pino de mayor interés comercial (*Pinus pseudostrobus*). Es recomendable determinar el efecto del aclareo forestal, la extracción selectiva de madera y la disminución de la ganadería extensiva en la viabilidad de *D. macroua* en zonas con asociaciones vegetales donde su abundancia y densidad son menores.

BIBLIOGRAFÍA GENERAL

- Aebischer, N. J., P. A. Robertson, and R. E. Kenward. 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* 74: 1313-1325.
- Aguilar-Rodríguez, S. H. 2000. Registro de la perdiz veracruzana o Chivizcoyo (*Dendrortyx barbatus* Gould) en la sierra norte de Oaxaca, México. *Huitzil* 1: 3-11. [En línea] <www.ecosur-qroo.mx/huitzil/>
- Alatalo, R. V. 1981. Habitat selection of forest birds in the seasonal environment of Finland. *Annales Zoologici Fennici* 18:103-104.
- Alderton D. 1992. *The Atlas of Quails*. T.H.F. Publications, Neptune City, New Jersey.
- Allredge, J. R. and J. T. Ratti. 1986. Comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. *Journal of Wildlife Management* 50:157-165.
- Allredge, W. A., R. D. Deblinger and J. Peterson. 1991. Birth and fawn bed site selection by pronghorns in a sagebrush –steppe community. *Journal of Wildlife Management* 55:222-227.
- AOU (American Ornithologists' Union). 1998. *Check-list of North American Birds*. 7th ed. Allen Press, Kansas.
- Annand, E. M. and F. R. Thompson. 1997. Forest bird response to regeneration practices in central-hardwood forests. *Journal of Wildlife Management* 61: 159-171.
- Bibby C. J., N. D. Burgess, D. A. Hill. and S. H. Mustoe 2000. *Bird Census Techniques*, 2nd ed. Academic Press, London.
- Bibby, C. J., N. J. Collar, M. J. Crosby, M. F. Heath, Ch. Imboden, T. H. Johnson , A. J. Long and S. J. Thirgood. 1992. *Putting biodiversity on the map: priority areas for global conservation*. International Council for Bird Preservation, Cambridge, United Kingdom.
- Binford L. C. 1989. A distributional survey of the birds of the Mexican state of Oaxaca. *Ornithological Monographs* 43: 1-418.
- Bingham, R. L. and L. A. Brennan. 2004. Comparison of Type I error rates for statistical analyses of resource selection. *Journal of Wildlife Management* 68: 206-212.

- BirdLife International. 2000. Threatened birds of the World. Lynx Edicions and BirdLife International, Barcelona and Cambridge.
- Block, W. M., L. A. Brennan and R. J. Gutiérrez. 1987. Evaluation of guild-indicator species for use in resource management. *Environmental Management* 11:265-269.
- Bocco Verdinelli G., J. A. Velázquez Montes y C. S. Grabach. 1998. Geomorfología y recursos naturales en comunidades rurales. El caso de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán. *Geografía y Desarrollo* 16: 71-84.
- Bocco, G., A. Velázquez y A. Torres. 2000. Ciencia, comunidades indígenas y manejo de recursos naturales. Un caso de investigación participativa en México. *Interciencia* 25:64-71.
- Bojórquez-Tapia, L. A., I. Azuara, E. Ezcurra and O Flores-Villela. 1995. Identifying conservation priorities in Mexico through geographic information systems and modeling. *Ecological Applications* 5: 215-231.
- Bonacorso, E. and G. R. Barreto. 2002. Microhabitat use by foraging Venezuelan wood-quails (*Odontophorus columbianus*). *Journal of Field Ornithology* 73: 318-322.
- Braun-Blanquet J. 1979. Fitosociología: Base para el Estudio de las Comunidades Vegetales. H. Blume Ediciones, Madrid.
- Brennan L. A., W. M. Block, and R. J. Gutiérrez 1987. Habitat use by mountain quail in northern California. *Condor* 89: 66-74.
- Brennan, L. A., and W. M. Block. 1986. Line transect estimates of mountain quail density. *Journal of Wildlife Management* 50: 373-377.
- Brown, J. H. 1995. Macroecology. University of Chicago Press, Chicago and London.
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, and J. L. Laake. 1993. Distance sampling: estimating abundance of biological populations. Chapman and Hall, London, United Kingdom.
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers, and L. Thomas. 2001. Introduction to distance sampling: Estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford, NY.

- Budney, G. F., and R. W. Grotke, 1997. Techniques for audio recording vocalizations of tropical birds. *Ornithological Monographs* 48: 147-163.
- Burley, F. W. 1988. Monitoring biological diversity for setting priorities in conservation. Pp. 227-230 in E. O. Wilson (ed.), *Biodiversity*, National Academy Press, Washington, D. C.
- Burt, W. H. 1961. Some effects of Volcan Paricutin on vertebrates. *Occasional Papers, Museum of Zoology, University of Michigan* 620: 1-24.
- Butterfield, B. R., B. Csuti and J. M. Scott. 1994. Modeling vertebrate distributions for Gap Analysis. Pp. 53-68 in R. I. Miller (ed.), *Mapping the Diversity of Nature*. Chapman & Hall, London.
- Calvert, W. H., S. B. Malcom, J. I. Glendinning, L. P. Brower, M. P. Zalucky, T. Van Hook, J. B. Anderson and L. C. Snook. 1989. Conservation biology of monarch butterfly overwintering sites in Mexico. *Vida Silvestre Neotropical* 2: 38-48.
- Capen D. E. (ed.) 1981. The use of multivariate statistics in studies of wildlife habitat. U.S. Forest Service, General Technical Report RM-87.
- Carabias J., E. Provencio y C. Toledo. 1994. *Manejo de Recursos Naturales y Pobreza Rural*. UNAM-FCE, Mexico, D. F..
- Carroll, J. P. 1994. Family Odontophoridae (New World Quails). Pp. 412-421 in del Hoyo, J., A. Elliot, and J. Sargatal (eds.), *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 2. New World Vultures to Guineafowl. Lynx Edicions, Barcelona.
- Carroll, J. and A. Hoogestein. 1995. Observations of the Venezuelan Wood Quail at Rancho Grande, Henri Pittier National Park, Venezuela. Pp. 67-72 in D. Jenkins (ed.), *Annual Review of the World Pheasant Association 1993/1994*. World Pheasant Association, Reading, United Kingdom.
- Caughley, G. 1977. *Analysis of Vertebrate Populations*. John Wiley and Sons, Chichester, England.
- Caughley, G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology* 63: 215-244.
- Caughley, G. and A. R. E. Sinclair. 1994. *Wildlife Ecology and Management*. Blackwell Science, Cambridge, Massachusetts.

- Chapin, F. S., E. S. Zavaleta, V. T. Eviner, R. L. Naylor, P. M. Vitousek, H. L. Reynolds, D. U. Hooper, S. Lavorel, O. E. Sala, S. E. Hobbie, M. C. Mack and S. Díaz. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234 – 242.
- Chávez-León, G. 1999a. Gallina Cimarrona: Historia Natural. Folleto Divulgativo Núm 3. Campo Experimental Uruapan, INIFAP, México.
- Chávez-León, G. 1999b. Abundancia de la gallina de monte coluda (*Dendrortyx macroura*) en bosques de pino-encino manejados y sin manejo. P. 242 in Libro de Resúmenes, VI Congreso de Ornitología Neotropical, 4-10 de octubre de 1999, Monterrey, México. Sociedad de Ornitología Tropical.
- Cincotta, R. P., J. Wisnewsky and R. Engelman. 2000. Human population in the biodiversity hotspots. *Nature* 404: 990-992
- Clements, F. E. 1920. Plant indicators. Carnegie Institute of Washington Publications 290: 1-388.
- Cochran, W. G. 1977. Sampling Techniques. 3rd ed. John Wiley and Sons, New York, New York
- Cody, M. L. 1985. An introduction to habitat selection in birds. Pp.3-56 in M. L. Cody (ed.), Habitat Selection in Birds. Academic Press, Inc., Orlando, Florida.
- Cole, L. C. 1957. Sketches of general and comparative demography. Cold Springs Harbor Symposium in Quantitative Biology 22: 1-15.
- Collins, N. M. and M. G. Morris. 1985. Threatened swallowtail butterflies of the world: the IUCN Red Data Book. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland, Switzerland.
- Conway, W. 1988. Can technology aid species preservation? Pp. 263-268 in E. O. Wilson (ed.), Biodiversity. National Academy Press, Washington, D. C.
- Cotton, P. A. 2003. Avian migratory phenology and global climate change. Proceedings of the National Academy of Sciences 100: 12219-12222.
- Daniel, T. W., J. A. Helms and F. S. Backer. 1982. Principios de Silvicultura. McGraw-Hill, Naucalpan de Juárez, México.
- Daubenmire, R. 1966. Vegetation: identification of typical communities. *Science* 151: 291-298.

- del Hoyo, J., A. Elliot, and J. Sargatal (eds.). 1994. Handbook of the Birds of the World. Volume 2. New World Vultures to Guineafowl. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- DTF-CINSJP (Dirección Técnica Forestal – Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro). 1998. Plan de Manejo Forestal 1998-2007.
- Dueser R. D. and Shugart H. H. 1978. Microhabitats in a forest-floor small mammal fauna. *Ecology* 59: 89-98.
- Ehrlich, P. R. 1988. The loss of diversity. Causes and consequences. Pp. 21-27 in E. O. Wilson (ed.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D. C.
- Ehrlich, P. R. and A. H. Ehrlich. 1981. *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. Random House, New York, New York.
- Elton, C. 1927. *Animal Ecology*. Sidgwick and Jackson, London, England.
- Emlen, J. T. 1971. Population densities of birds derived from transect counts. *Auk* 88: 323-342.
- Escalante Pliego, P., A. G. Navarro Sigüenza, and A. T. Peterson. 1993. A geographic, ecological, and historical analysis of land bird diversity in Mexico. Pp. 281-307 in T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot and J. Fa, (eds.), *Biological Diversity of Mexico: Origins and Distribution*. Oxford University Press, New York, New York.
- Fa, J. E. and L. M. Morales. 1993. Patterns of mammalian diversity in Mexico. Pp. 319-361 in T. P. Ramammoorty, R. Bye, A. Lot and J. Fa (eds.), *Biological Diversity of Mexico: Origins and Distribution*. Oxford University Press, New York, New York.
- Flather, C. H., K. R. Wilson, D. J. Dean and W. C. McComb. 1997. Identifying gaps in conservation networks: of indicators and uncertainty in geographic-based analyses. *Ecological Applications* 7: 531-542.
- Flores-Villela, O. 1993. Herpetofauna of Mexico: distribution and endemism. Pp. 253-280 in T. P. Ramammoorty, Bye R., Lot A. and Fa J. (eds.), *Biological Diversity of Mexico: Origins and Distribution*. Oxford University Press, New York, New York.
- Fleiss, J. L. 1981. *Statistical methods for rates and proportions*. 2nd ed. John Wiley and Sons, New York, New York.

- Flood, B. S. M. E. Sangster, R. S. Sparrow and T. S. Baskett. 1977. A handbook for Habitat Evaluation Procedure. USDI Fish and Wildlife Service, Research Publication 132, Washington, D. C.
- Fregoso A., 2000. La vegetación como herramienta base para la planeación, aprovechamiento y conservación de los recursos forestales: el caso de la comunidad indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Mich. México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Fregoso A., A. Velázquez, G. Bocco y G. Cortéz. 2001. El enfoque paisajístico en el manejo forestal en la comunidad indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, México. *Investigaciones Geográficas* 46: 58-77.
- Fretwell, S. D. and H. L. Lucas. 1969. On territorial behavior and other factors affecting habitat distribution in birds. I. Theoretical development. *Acta Biotheoretica* 19:16-36.
- Fuller, R. A., J. P. Carroll, and P. J. K. McGowan. 2000. Status Survey and Conservation Action Plan 2000-2004; Partridges, Quails, Francolins, Snow Cocks, Guineafowl and Turkeys. IUCN, Gland, Switzerland.
- García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. Publicaciones Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F.
- Gaston, K. J. 1994. *Rarity*. Chapman and Hall, London, United Kingdom.
- Gaston, K. J. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature* 405: 220-227.
- Gause, G. F. 1934. *The Struggle for Existence*. Williams and Wilkins, Baltimore, Maryland.
- Gilpin, M. E. and M. E. Soulé. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. Pp. 19-34 in M. E. Soulé (ed.), *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Goldman, E. A. 1951. *Biological Investigations in Mexico*. Smithsonian Institution, Washington, D. C.
- Graul, W. D. and G. C. Miller. 1984. Strengthening ecosystem management. *Wildlife Society Bulletin* 12: 282-289.

- Green R. H. 1971. A multivariate statistical approach to the Hutchinsonian niche: bivalve molluscs of central Canada. *Ecology* 52: 543-556.
- Grinnell, J. 1917. Field tests of theories concerning distributional control. *American Naturalist* 51: 115-128.
- Guthery, F. S. M. C. Green, R. E. Masters, S. J. DeMaso, H. M. Wilson and F. B. Steubing. 2001. Land cover and bobwhite abundance on Oklahoma farms and ranches. *Journal of Wildlife Management*. 65: 838-849.
- Gutiérrez, R. J., R. M. Zink and S. A. Yang. 1983. Genetic variation, systematic and biogeographic relationships of some galliform birds. *Auk* 100: 33-47.
- Hall, L. S., P. R. Krausman and M. L. Morrison. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25:173-182.
- Hanski, I. and M. Gilpin. 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society* 42: 3-16.
- Hedrick, P. W. 1996. Genetics of metapopulations: aspects of a comprehensive perspective. Pp. 29-51 in D. L. McCullough (ed.), *Metapopulations and Wildlife Conservation*, Island Press, Washington, D. C.
- Hejl, S. J. 1994. Human induced changes in bird populations in coniferous forests in western North America during the past 100 years. *Studies in Avian Biology* 15: 232-246.
- Hildén O. 1965. Habitat selection in birds. *Annales Zoologici Fennici* 2: 53-75.
- Hill, M. O., R. G. H. Bunce and M. W. Shaw. 1975. Indicator species analysis, a divisive polythetic method of classification, and its application to a survey of native pinewoods in Scotland. *Journal of Ecology* 63: 597-613.
- Holmes R. T. 1981. Theoretical aspects of habitat use by birds. In: Capen D. E. (ed.), *The Use of Multivariate Statistics in Studies of Wildlife Habitat*, pp. 33-37. U.S. Forest Service, Gen. Tech. Rep RM-87.
- Howell S. N. G. and S. Webb. 1995. *A Guide to the Birds of Mexico and Northern Central America*. Oxford University Press, New York.

- Hutchinson G. E. 1957. Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symposium. Quantitative Biology 22: 415-427.
- Hutchinson G. E. 1978. An Introduction to Population Ecology. Yale University Press, New Haven, Connecticut.
- Hutto, R. L. 1985. Habitat selection by nonbreeding migratory land birds. Pp. 455-475 in M. L. Cody (ed.), Habitat Selection in Birds. Academic Press, Orlando, Florida.
- IUCN. 2003. 2003 IUCN Red List of Threatened Species. [En línea] Disponible en <www.redlist.org>. Consultado el 21 abril de 2004.
- Jablonski, D. 2001. Lessons from the past: evolutionary impacts of mass extinctions. Proceedings of the National Academy of Sciences 98: 5393-5398.
- James F. C. 1971. Ordinations of habitat relationships among breeding birds. Wilson Bulletin 83: 15-236.
- Johnsgard P. A. 1973. Grouse and Quails of North America. University of Nebraska Press, Lincoln, Nebraska.
- Johnsgard P. A. 1988. The Quails, Partridges and Francolins of the World. Oxford University Press, London, England.
- Johnson, D. H. 1980. Comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. Ecology 61: 65-71.
- Johnson, R. R., B. T. Brown, L. T. Hight, and J. M. Simpson. 1981. Playback recordings as a special avian censusing technique. Studies in Avian Biology 6: 68-75.
- Jongman R.H.G, C.J.F. ter Braak and R. van Tongeren (eds.). 1995. Data Analysis in Community and Landscape Ecology. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kattan, G. H. 1992. Rarity and vulnerability: the birds of the Cordillera Central de Colombia. Conservation Biology 6: 64-70.
- Klopfer, P. H. 1959. An analysis of learning in young Anatidae. Ecology 40: 90-102.

- Kolasa, J. 1989. Ecological systems in hierarchical perspective: breaks in community structure and other consequences. *Ecology* 70: 36-47.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper & Row Publishers, New York, New York.
- Kruckeberg, A. R. and D. Rabinowitz. 1985. Biological aspects of endemism in higher plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 16: 447-479.
- Lack, D. 1933. Habitat selection in birds with special reference to the effects of afforestation on the Breckland avifauna. *Journal of Animal Ecology* 2: 239-262.
- Lammertink, J. M., J. A. Rojas Tomé, F. M. Casillas Orona, and R. L. Otto. 1996. Status and conservation of old-growth forests and endemic birds in the pine-oak zone of the Sierra Madre Occidental, Mexico. *Verslagen en Technische Gegevens*. No. 69. Institute for Systematics and Population Biology (Zoological Museum), University of Amsterdam, The Netherlands.
- Lancia, R. A., J. D. Nichols and K. H. Pollock. 1994. Estimating the number of animals in wildlife populations. Pp. 215-253 *in* T. A. Bookhout (ed.), *Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats*. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland.
- Lande, R. 1987. Extinction thresholds in demographic models of territorial populations. *American Naturalist* 130: 624-635.
- Larson D. L. and C. E. Book. 1986. Determining avian habitat preference by bird-centered vegetation sampling. Pp. 37-43 *in* J. Verner, M. L. Morrison and C. J. Ralph (eds.), *Wildlife 2000: Modeling Habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates*. University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin.
- Lawton, J. H. 1993. Range, population abundance and conservation. *Tree* 8: 409-413.
- Legare, M. L., W. R. Eddleman, P. A. Buckley, and C. Kelly. 1999. The effectiveness of tape playback in estimating Black Rail density. *Journal of Wildlife Management* 63: 116-125.
- Leopold A. S. 1959. *Wildlife of Mexico: the Game Birds and Mammals*. University of California Press, Berkeley, California.
- Leopold, A. S. 1964. *Fauna Silvestre de México: Las Aves y Mamíferos de Caza*. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables, A. C. México, D, F.

- Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15: 237-240.
- Lincoln, R. J., G. A. Boxshall y P. F. Clark. 1995. *Diccionario de Ecología, Evolución y Taxonomía*. Fondo de Cultura Económica, México, D. F.
- Lynch, J. F. 1995. Effects of point count duration, time-of-day, and aural stimuli on detectability of migratory and resident bird species in Quintana Roo, Mexico. Pp. 1-6 in C. J. Ralph, J. R. Sauer and S. Droedge (tech. eds.), *Monitoring Bird Populations by Point Counts*. USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR 149.
- Malthus, T. R. 1986. *Ensayo sobre el Principio de la Población*. Fondo de Cultura Económica, México, D. F.
- Manly, B. F., L. L. Mc Donald and D. L. Thomas. 1993. *Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies*. Chapman and Hall, London, England.
- Mannan, R. W., M. L. Morrison and E. C. Meslow. 1984. Comments: the use of guilds in forest bird management. *Wildlife Society Bulletin* 12: 426-430.
- Margules, C. R. and R. L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- Marion, W. R., T. E. O'Meara, and D. S. Maher. 1981. Use of playback recordings in sampling elusive or secretive birds. *Studies in Avian Biology* 6: 81-85.
- Martin, T. E. 1986. Competition in breeding birds: on the importance of considering processes at the level of the individual. *Current Ornithology* 4:181-210.
- Martin, T. E. 1992. Breeding productivity considerations: What are the appropriate habitat features for management?. Pp. 455-473 in J. M. Hagan III and D. W. Johnston (eds.), *Ecology and Conservation of Neotropical Migrant Landbirds*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- McClellan, S. A., M. A. Rumble, R. M. King and W. L. Baker. 1998. Evaluation of resource selection methods with different definitions of availability. *Journal of Wildlife Management* 62: 793-801.
- McCullough, D. L. 1996. Introduction. Pp. 1-10 in D. R. McCullough (ed.), *Metapopulation and Wildlife Conservation*. Island Press, Washington, D. C.

- McCune B. and M. J. Mefford 1997. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 3.17. MjM Software, Glenden Beach, Oregon.
- McGeoch, M. A. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* 73: 181-201.
- McGowan, P. J. K., S. D. Dowell, J. P. Carroll and N. J. Aebischer. 1995. Partridges, Quails, Francolins, Snowcocks and Guineafowl; Status Survey and Conservation Action Plan 1995-1999. IUCN/SSC, Cambridge, UK.
- McIntosh, R. P. 1985. *The Background of Ecology. Concepts and Theory*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- McLaughlin, J. F., J. J. Hellmann, C. L. Boggs, and P. R. Ehrlich. 2002. Climate change hastens population extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99: 6070-6074
- McNeely, J. A. 1988. *Economics and Biological Diversity: Developing and Using Economic Incentives to Conserve Biological Resources*. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland, Switzerland.
- Mielke, P. W. 1986. Non-metric statistical analyses: some metric alternatives. *Journal of Statistical Planning and Inference* 13: 377-387.
- Mittermeier, R. A. 1988. Primate diversity and the tropical forest: case studies from Brazil and Madagascar and the importance of the megadiversity countries. Pp. 145-154 in E. O. Wilson (ed.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D. C.
- Monroy Vilchis, O. 2001. *Tendencia poblacional y hábitos alimentarios del coyote (Canis latrans) en una comunidad indígena de Michoacán*. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Morrison, M. L. 1986. Bird as indicators of environmental change. Pp. 429-451 in R. J. Johnston (ed.), *Current Ornithology* 3. Plenum Press, New York.
- Morrison M. L. 2001. A proposed research emphasis to overcome the limits of wildlife-habitat relationship studies. *Journal of Wildlife Management* 65: 613-623.

- Morrison, M. L., B. G. Marcot and R. W. Mannan. 1998. *Wildlife-Habitat Relationships. Concepts and Applications*. 2nd ed. University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin.
- Myers, N. 1988. Threatened biotas: "hot spots" in tropical forests. *The Environmentalist* 8: 187-208.
- Myers, N. 1993. Questions of mass extinction. *Biodiversity and Conservation* 2: 2-17.
- Myers, N. 1994. Global Biodiversity II. Losses. Pp. 110-140 *in* G. K. Meffe, C. R. Carroll and contributors, *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts.
- Myers, N. 1997. The rich diversity of biodiversity issues. Pp. 125-138 *in* M. L. Reaka-Kudla, D. E. Wilson and E. O. Wilson (eds.), *Biodiversity II. Understanding and Protecting our Biological Resources*. Joseph Henry Press, Washington, D. C.
- Myers, N. and A. H. Knoll. 2001. The biotic crisis and the future of evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 98: 5389-5392.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca and J. Kents. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858
- Navarro S., A. G. 1992. Altitudinal distribution of birds in the Sierra Madre del Sur, Guerrero, México. *Condor* 84: 29-39.
- Neu, C. W., C. R. Byers and J. M. Peek. 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* 38: 541-545.
- Novaceck, M. J. and E. E. Cleland. 2001. The current biodiversity extinction event: scenarios for mitigation and recovery. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 98: 5466-5470.
- Odum, E. P. 1953. *Fundamentals of Ecology*. 1st ed. Saunders, Philadelphia.
- Olguín Álvarez, M. I. 2001. Incorporación de la captura de carbono como propuesta de manejo forestal integral: estudio de caso en una comunidad de la Meseta Purhépecha, México. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Orians, G. H. and J. F. Wittenberger. 1991. Spatial and temporal scales in habitat selection. *American Naturalist* 137: 529-549.

- Palacio-Prieto J. L., G. Bocco, A. Velázquez, J-F. Mass, F. Takaki-Takaki, A. Victoria, L. Luna-González, G. Gómez-Rodríguez, J. López-García, M. Palma Muñoz, I. Trejo-Vázquez, A. Peralta Higuera, J. Prado-Molina, A. Rodríguez-Aguilar, R. Mayorga-Saucedo and F. González Medrano. 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. *Investigaciones Geográficas* 43: 183-203.
- Parker III, T. A., D. F. Stotz, and J. W. Fitzpatrick. 1996. Ecological and Distributional Databases. Pp. 113-478 *in* D. F. Stotz, J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III, and D. K. Moskovits, *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*. Chicago University Press, Chicago. Illinois.
- Pendleton, G. W. 1995. Effects of sampling strategy, detection probability, and independence of counts on the use of point counts. Pp. 131-133 *in* C. J. Ralph, J. R. Sauer and S. Droedge (tech. eds.), *Monitoring Bird Populations by Point Counts*. USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR 149.
- Peterson, A. T., M. A. Ortega-Huerta, J. Bartley, V. Sánchez-Cordero, J. Soberón, R. H. Buddemeier, and D. R. B. Stockwell. 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416: 626 – 629.
- Phillips A. R. 1966. Further systematic notes on Mexican birds. *Bulletin British Ornithological Club* 86: 86-94.
- Pitelka F. A. 1948. Notes on the distribution and taxonomy of Mexican game birds. *Condor* 50: 113-123.
- Porter, W. F. and K. E. Church. 1987. Effects of environmental pattern on habitat preference analysis. *Journal of Wildlife Management* 51: 681-685.
- Pulliam, H. R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalist* 132: 652-661.
- Rabinowitz, D. 1981. Seven forms of rarity. Pp. 205-217 *in* H. Synge (ed.), *The Biological Aspects of Rare Plant Conservation*, John Wiley and Sons, New York.
- Rabinowitz, D., S. Cairns and T. Dillon. 1986. Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. Pp. 182-204 *in* M. E. Soulé (ed.), *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts.
- Ralph, C. J., S. Droedge and J. R. Sauer. 1995. Managing and monitoring birds using point counts: standards and applications. Pp. 161-168 *in* C. J. Ralph, J. R. Sauer and S. Droedge (tech. eds.),

- Monitoring Bird Populations by Point Counts. USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR 149.
- Ramammoorty T. P., R. Bye, A. Lot, and J. Fa. (eds.). 1993. Biological Diversity of Mexico: Origins and Distribution. Oxford University Press, New York.
- Raup, D. M. 1988. Diversity crises in the geological past. Pp. 51-57 in E. O. Wilson (ed.), Biodiversity. National Academy Press, Washington, D. C.
- Reynolds, R. T., J. M. Scott, and R. A. Nussbaum. 1980. A variable circular-plot method for estimating bird numbers. Condor 82: 309-313.
- Ridgway R. and H. Friedmann. 1946. The Birds of North and Middle America. Part X. Cracidae to Meleagrididae. U. S. National Museum Bulletin 50, Smithsonian Institution, Washington, D.C.
- Rodewald, P. G. and K. G. Smith. 1998. Short-term effects of understory and overstory management on breeding birds in Arkansas oak-hickory forests. Journal of Wildlife Management 62: 1411-1417.
- Romo de Vivar Álvarez, C. A. y F. Urbina Torres. 1999. Estudio de la gallina de monte (*Dendrortyx macroura griseipectus*) en el Parque Nacional Lagunas de Zempoala. Resumen, pp. 125-16 in Libro de Resúmenes, VI Congreso de Ornitología Neotropical, 4-10 de octubre de 1999, Monterrey, México. Sociedad de Ornitología Tropical.
- Root, R. B. 1967. The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. Ecological Monographs 37: 317-350.
- Rosenstock, S. S., D. R. Anderson, K. M. Giesen, T. Leukering, and M. F. Carter. 2002. Landbird counting techniques: current practices and an alternative. Auk 119: 46-53.
- Rotenberry J. T. 1981. Why measure bird habitat? Pp. 29-32 in D. E. Capen (ed.), The Use of Multivariate Statistics in Studies of Wildlife Habitat. U. S. Forest Service General Technical Report, RM-87.
- Rowley J. S. 1966. Breeding records of the birds of the Sierra Madre del Sur, Oaxaca, Mexico. Proceedings Western Foundation of Vertebrate Zoology 1: 107-204.
- Rowley J. S. 1984. Breeding records of land birds in Oaxaca, Mexico. Proceedings Western Foundation of Vertebrate Zoology 2: 73-224.

- Rzedowski J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México, D. F.
- Rzedowski, J. 1993. Diversity and origins of the phanerogamic flora of Mexico. Pp. 129-144. *in* T. P. Ramammoorthy, Bye R., Lot A. and Fa J. (eds.), *Biological Diversity of Mexico: Origins and Distribution*, Oxford University Press, New York, New York.
- Sala, O. S., F. S. Chapin , III, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. M. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N. LeRoy Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M. Walker, and D. H. Wall. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770-1774.
- Salwasser, H., I. D. Luman and D. Duff. 1982. Integrating wildlife and fish into public land forest management. *Proceedings of the Western Association of Fish and Wildlife Agencies* 62: 293-299.
- Schaldach, W. J. 1963. The avifauna of Colima and adjacent Jalisco, Mexico. *Proceedings of the Western Foundation of Vertebrate Zoology* 1: 1-100.
- Scott, J. M. and B. Csuti. 1997. Gap analysis for biodiversity survey and maintenance. Pp. 321-340 *in* M. L. Reaka-Kudla, D. E. Wilson and E. O. Wilson (eds.), *Biodiversity II. Understanding and Protecting our Biological Resources*. Joseph Henry Press, Washington, D. C.
- Scott, J. M., F. Davis, B. Csuti, R. Noss, B. Butterfield, C. Groves, H. Anderson, S. Caicco, F. D'erchia, T. C. Edwards, J. Ulliman, and R. G. Wright. 1993. Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs* 123: 1-41.
- Scott, V. E. and G. J. Gottfried. 1983. Bird response to timber harvest in a mixed conifer forest in Arizona. USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Research Paper RM-245.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001, Protección ambiental – Especies nativas de México de flora y fauna silvestres – Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio – Lista de especies en riesgo. *In*: *Diario Oficial de la Federación*, segunda sección, 6 de marzo de 2002. pp. 95-190.
- Severinhaus, W. D. 1981. Guild theory development as a mechanism for assessing environmental impact. *Environmental Management* 5: 187-190.

- Shaw, J. H. 1991. The outlook for sustainable harvest of wildlife in Latin America. Pp. 24-34 in J. G. Robinson and K. H. Redford (eds.), *Neotropical Wildlife Use and Conservation*, University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- Shear McCann, K. 2000. The diversity-stability debate. *Nature* 405: 228-233.
- Shugart, H. H. 1981. An overview of multivariate methods and their application to studies of wildlife habitats. Pp. 4-10 in D. E. Capen (ed.), *The Use of Multivariate Statistics in Studies of Wildlife Habitat*, U.S. Forest Service, General Technical Report RM-87.
- Smithe, F. B. 1975. *Naturalist's Color Guide*. American Museum of Natural History, New York, New York.
- Sosa, N. 2003. Las aves: riqueza, diversidad y patrones de distribución espacial. Pp. 257-276 in A. Velázquez, A. Torres y G. Bocco (comps.), *Las Enseñanzas de San Juan. Investigación Participativa para el Manejo Integral de Recursos Naturales*. INE-SEMARNAT, México, D. F.
- Soulé, M. E. (ed.). 1986. *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Soulé, M. E. 1980. Thresholds for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. Pp. 151-170 in M. E. Soulé, and B. A. Wilcox (eds.), *Conservation Biology, an Evolutionary-ecological Perspective*, Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Soulé, M. E. and B. A. Wilcox (eds.). 1980. *Conservation Biology, an Evolutionary-ecological Perspective*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Steadman, D. W. 1997. Human-caused extinction of birds. Pp. 139-161 in M. L. Reaka-Kudla, D. E. Wilson and E. O. Wilson (eds.), *Biodiversity II. Understanding and Protecting our Biological Resources*. Joseph Henry Press, Washington, D. C.
- Style, B. T. 1993. Genus *Pinus*: a Mexican purview. Pp. 397-420 in T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot, and J. Fa (eds.), *Biological Diversity of Mexico: Origins and Distribution*. Oxford University Press, New York, New York.
- Svärdson, G. 1949. Competition and habitat selection in birds. *Oikos* 1:157-174.

- Szaro , R. C. and R. P. Balda. 1982. Selection and monitoring of avian indicator species: an example from a ponderosa forest in the southwest. USDA Forest Service General Technical Report RM-89, Fort Collins, Colorado.
- ter Braak C. J. F. 1995. Ordination. Pp. 91-173 in R.H.G. Jongman, C.J.F. ter Braak and O.F.R. van Tongeren (eds.), *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, England.
- Thomas, L., J. L. Laake, S. Strindberg, F. F. C. Marques, S. T. Buckland, D. L. Borchers, D. R. Anderson, K. P. Burnham, S. L. Hedley, and J. H. Pollard. 2002. Distance 4.0. Release 1. [On line]. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, United Kingdom. Available at: <http://www.ruwpa.stand.ac.uk/distance/>
- Thompson, W. L. 2002. Towards reliable bird surveys: accounting for individuals present but not detected. *Auk* 119: 18-25.
- Thoms, C. A., and D. R. Betters. 1998. The potential for ecosystem management in Mexico's forest ejidos. *Forest Ecology and Management* 103: 149-157.
- Toledo, V. and M. J. Ordóñez. 1993. The biodiversity scenario of Mexico: a review of terrestrial habitats. Pp. 757-777 in T. P. Ramammoorthy, R. Bye, A. Lot and J. Fa (eds.), *Biological Diversity of Mexico: Origins and Distribution*. Oxford University Press, New York.
- Torres, A., A. Velázquez y J. Lobato. 2003. Riqueza, diversidad y patrones de distribución espacial de los mamíferos. Pp. 277-299 in A. Velázquez, A. Torres y G. Bocco (comps.), *Las Enseñanzas de San Juan. Investigación Participativa para el Manejo Integral de Recursos Naturales*. INESEMARNAT, México, D. F.
- Turcotte, Y., and A. Desrochers. 2002. Playbacks of mobbing calls of Black-capped Chickadees help estimate the abundance of forest birds in winter. *Journal of Field Ornithology* 73: 303-307.
- Van Horne B. 1983. Density as misleading indicator of habitat quality. *Journal of Wildlife Management* 47: 893-901.
- Van Horne B. 1986. When habitats fail as predictors - the researcher's viewpoint. Pp. 257-258 in B. Verner, M. L. Morrison and C. J. Ralph (eds.), *Wildlife 2000: Modelling Habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates*. University of Wisconsin Press, , Madison, Wisconsin.

- Vane-Wright, R. I., C. I. Humphries and P. H. Williams. 1991. What to protect? Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation* 55: 269-281.
- Velázquez, A. 1994. Distribution and population size of *Romerolagus diazi* on El Pelado volcano, Mexico. *Journal of Mammalogy* 75: 743-749.
- Velázquez, A. and G. H. Heil. 1996. Habitat suitability study for the conservation of the volcano rabbit (*Romerolagus diazi*). *Journal of Applied Ecology* 33: 643-654.
- Velázquez A., Bocco G. and Torres A. 2001. Turning scientific approaches into practical conservation actions: the case of Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Mexico. *Environmental Management* 5: 655-665.
- Velázquez A., J. F. Mas., J. R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, P. C. Alcántara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Ecurra y J. L. Palacio 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica* 62: 21-37
- Verner J., M. L. Morrison, and C. J. Ralph (eds.). 1986. *Wildlife 2000: Modeling Habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates*. University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin
- Vickery, P. D., M. L. Hunter and J. V. Wells. 1992. Is density an indicator of breeding success? *Auk* 109:706-710.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco and J. M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277: 494-499.
- UNEP-WCMC. 2004. CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres). Animales Incluidos en los Apéndices de la CITES: México. [En línea] Disponible en <<http://www.cites.org/esp/resources/species.html>> Consultado el 21 de Abril de 2004.
- Warner D. W. 1959. The song, nest, eggs, and young of the Long-tailed Tree-partridge. *Wilson Bulletin* 71: 307-312.
- Werger M. J. 1974. On concepts and techniques applied in the Zurich-Montpellier method for vegetation survey. *Bothalia* 11: 309-323.
- Watson, D. M. 2003. Long-term consequences of habitat fragmentation – highland birds in Oaxaca, Mexico. *Biological Conservation* 111: 283-303.

- Weaver, H. 1974. Effects of fire on temperate forests: western United States. Pp. 279-313 *in* T. T. Kozlowski and C. E. Ahlgren (eds.), Academic Press, New York, New York.
- Welty, J. C. 1974. The Life of Birds. 2nd ed. W. B. Saunders Company, Philadelphia, Pennsylvania.
- Western, D. 2001. Human-modified ecosystems and future evolution. Proceedings of the National Academy of Sciences 98: 5458-5465.
- Wiens, J. A. 1996. Wildlife in patchy environments: metapopulations, mosaics and management. Pp. 53-84 *in* D. L. McCullough (ed.), Metapopulations and Wildlife Conservation. Island Press, Washington, D. C.
- Wilson, E. O. 1997. Introduction. Pp. 1-3 *in* M. L. Reaka-Kudla, D. E. Wilson and E. O. Wilson (eds.), Biodiversity II. Understanding and Protecting our Biological Resources. Joseph Henry Press, Washington, D. C.
- Wilson, E. O. 1988. The current state of biological diversity. Pp. 3-18 *in* E. O. Wilson and F. M. Peters (eds.), Biodiversity. National Academy Press, Washington, D. C.
- Wilson, E. O. 1992. The Diversity of Life. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- Woodruff, D. S. 2001. Declines of biomes and biotas and the future of evolution. Proceedings of the National Academy of Sciences 98: 5471-5476.
- Zar, J. H. 1984. Biostatistical Analysis. 2nd ed. Prentice-Hall, New Jersey, NJ.

ANEXO

En este Anexo se muestra la aplicación del Método de Evaluación del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres en México (MER) para *Dendrotyx macroura*. En primer lugar, se presenta el texto del anexo normativo I incluido en la NOM-058-ECOL-2001, enseguida se aplica el MER y por último se explican los criterios para proponer la reclasificación de *D. macroura* en esta norma.

A. El Método de Evaluación del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres en México (MER) unifica los criterios de decisión sobre las categorías de riesgo y permite usar información específica que fundamente esa decisión. Se basa en cuatro criterios independientes:

- A.- Amplitud de la distribución del taxón en México
- B.- Estado del hábitat con respecto al desarrollo natural del taxón
- C.- Vulnerabilidad biológica intrínseca del taxón
- D.- Impacto de la actividad humana sobre el taxón

Cada uno de estos criterios puede jerarquizarse mediante la asignación de valores numéricos convencionales, en orden ascendente de riesgo. Los valores asignados a los criterios se integran mediante su suma. En términos generales, los criterios se consideran independientes entre sí, de manera que la sumatoria resulta una evaluación acumulativa de riesgo. Para la calificación de cada uno de los criterios B, C y D del MER, es altamente recomendable (cuando la suficiencia y calidad de datos lo permitan), definir las tendencias de los indicadores que se han considerado para evaluar a cada taxón. Este método debe aplicarse a toda propuesta de inclusión, exclusión o cambio de categoría. En caso de estimar que la especie analizada debe ser asignada a la categoría de sujeta a protección especial o probablemente extinta del medio silvestre, se debe justificar plenamente con la información señalada en el punto 5.7.

Se establecen los siguientes intervalos de asignación a categorías de riesgo:

Una especie o población cuya suma total se sitúe entre 12 y 14 puntos, será considerada como en peligro de extinción.

Aquella cuya suma total de puntos se halle entre 10 y 11 se considerará como amenazada

A continuación se definen los criterios detallados para la aplicación del MER:

Criterio A. Amplitud de la distribución del taxón en México. Es el tamaño relativo del ámbito de distribución natural actual en México; considera cuatro gradaciones:

I) muy restringida = 4 Se aplica tanto para especies microendémicas como para especies principalmente extralimitales con escasa distribución en México (menor a 5% del territorio nacional)

II) restringida = 3 Incluye especies cuyo ámbito de distribución en México se encuentra entre el 5 y el 15% del territorio nacional

III) medianamente restringida o amplia = 2 Incluye aquellas especies cuyo ámbito de distribución es mayor que el 15%, pero menor que el 40% del territorio nacional

IV) ampliamente distribuidas o muy amplias = 1 Incluye aquellas especies cuyo ámbito de distribución es igual o mayor que el 40% del territorio nacional

Para especies dulce-acuícolas se debe indicar las cuencas hidrológicas que ocupa cada especie y, en lo posible, la proporción que ocupa en cada una de dichas cuencas, de acuerdo al mapa elaborado por Maderey-R. y Torres-Ruata (1990) citado en el numeral 8.31 de la bibliografía de la presente Norma. Este mapa también puede ser consultado en el siguiente sitio de internet: http://conabio_web.conabio.gob.mx/metadatos/metadatos.pl

Para el cálculo del ámbito de distribución en el caso de especies marinas, se debe tomar como la totalidad del territorio mexicano, la superficie de la llamada “zona económica exclusiva”.

Criterio B. Estado del hábitat con respecto al desarrollo natural del taxón. Es el conjunto actual estimado de efectos del hábitat particular, con respecto a los requerimientos conocidos para el desarrollo natural del taxón que se analiza, en términos de las condiciones físicas y biológicas. No determina la calidad de un hábitat en general. Cuando una especie sea de distribución muy amplia, se hará una estimación integral del efecto de la calidad del hábitat para todo su ámbito. Considera tres valores:

I) hostil o muy limitante = 3

II) intermedio o limitante = 2

III) propicio o poco limitante = 1

Criterio C. Vulnerabilidad biológica intrínseca del taxón. Es el conjunto de factores relacionados con la historia o forma de vida propios del taxón, que lo hacen vulnerable. Dependiendo de la disponibilidad de información específica, algunos ejemplos de tales factores pueden ser: estrategia reproductiva, parámetros demográficos más relevantes, historia de vida, fenología, intervalos de tolerancia, parámetros fisicoquímicos, aspectos alimentarios, variabilidad genética, grado de especialización, tasa de reclutamiento, efecto nodriza, entre otros. El MER considera tres gradaciones numéricas de vulnerabilidad:

I) vulnerabilidad alta = 3

II) vulnerabilidad media = 2

III) vulnerabilidad baja = 1

Criterio D. Impacto de la actividad humana sobre el taxón. Es una estimación numérica de la magnitud del impacto y la tendencia que genera la influencia humana sobre el taxón que se analiza. Considera aspectos como la presión por asentamientos humanos, fragmentación del hábitat, contaminación, uso, comercio, tráfico, cambio del uso de suelo, introducción de especies exóticas, realización de obras de infraestructura, entre otros. Se asignan tres posibilidades:

I) alto impacto = 4

II) impacto medio = 3

III) bajo impacto = 2

B. Aplicación del Método de Evaluación del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres de México (MER) para *Dendrotyx macroura*, conforme a lo establecido en la norma oficial mexicana 059-ECOL-2001

1 Criterio A: Amplitud de la distribución del taxón en México

A.I Muy restringida = 4

A.II Restringida = 3

A.III Medianamente restringida o amplia = 2

A.IV Ampliamente distribuida o muy amplia = 1

Valor del criterio A: 3

2 Criterio B. Estado del hábitat con respecto al desarrollo natural del taxón

B.I Hostil o muy limitante = 3

B.II Intermedio o limitante = 2

B.III Propicio o poco limitante = 1

Valor del criterio B: 2

3 Criterio C. Vulnerabilidad biológica intrínseca del taxón

C.I Vulnerabilidad alta = 3

C.II Vulnerabilidad media = 2

C.III Vulnerabilidad baja = 1

Valor del criterio C: 2

4 Criterio D. Impacto de la actividad humana sobre el taxón

D.I Alto impacto = 4

D.II Impacto medio = 3

D.III Bajo impacto = 2

Valor del criterio D: 3

5. Valor asignado para la especie:

$$3 + 2 + 2 + 3 = 10$$

C. Propuesta de reclasificación de *Dendrortyx macroura* en la NOM-059-ECOL-2001

Se propone reclasificar a *Dendrortyx macroura* de **Pr** (protección especial) a **A** (amenazada) por los siguientes criterios:

A. El área de distribución geográfica conocida que ocupa esta especie es muy pequeña (menos del 10% del territorio nacional)

B. La principal amenaza para *Dendrortyx macroura* es la destrucción y degradación del hábitat. Los bosques de coníferas y mesófilos de montaña están siendo destruidos o degradados en extensas áreas a causa de incendios, tala, agricultura y pastoreo.

C. Por ser una especie que anida en el suelo es vulnerable a depredadores terrestres y puede abandonar el nido, afectando negativamente su éxito reproductivo. Es también afectada negativamente por incendios y pastoreo, los que eliminan el estrato arbustivo, un elemento clave de su hábitat como cobertura de anidación y contra depredadores .

D. Es una especie de vulnerabilidad media a la perturbación humana. Puede persistir en hábitats boscosos con un grado medio de perturbación. Sin embargo, al destruirse totalmente la cobertura forestal o eliminarse el estrato arbustivo, su supervivencia y éxito reproductivo disminuyen notablemente.